

ITALIAN JOURNAL OF FRESHWATER ICHTHYOLOGY

ANNO 2017 – VOLUME 4



Atti/Proceedings

XVI Congresso Nazionale

Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci

21-23 Ottobre 2016 – Popoli (PE)



La gestione della fauna ittica nell'ottica della conservazione



RIVISTA ON-LINE DELL'ASSOCIAZIONE ITALIANA ITTIOLOGI ACQUE DOLCI
A CURA DEL CONSIGLIO DIRETTIVO DI AIAD

WWW.AIAD.IT/IJFI

Comitato organizzatore

Gruppo Erpetologico Abruzzese e Molisano

- Luciano Di Tizio
- Piera Lisa Di Felice
- Luca Brugnola
- Angelo Cameli
- Nicoletta Di Francesco
- Gianfranco Di Felice
- Ginevra Di Giandomenico
- Giuseppe Maio (Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci)

Con il patrocinio e la collaborazione di



Comune di Popoli



Chieti-Pescara



ATTI/PROCEEDINGS

A cura di

- Luciano Di Tizio
- Elisabetta Pizzul
- Massimiliano Scalici
- Giuseppe Maio

© AIAD www.aiad.it/ijif

Comitato scientifico
(coordinatore Luciano Di Tizio)

Silvia Battistella	Fabio Borghesan	Eleonora Ciccotti
Piera Lisa Di Felice	Luciano Di Tizio	Piero Franzoi
Andrea Gandolfi	Chiara Leone	Massimo Lorenzoni
Giuseppe Maio	Angelo Mojetta	Francesco Nonnis Marzano
Elisabetta Pizzul	Massimiliano Scalici	Lorenzo Tancioni
Emilio Tibaldi	Marco Zanetti	

ITALIAN JOURNAL OF FRESHWATER ICHTHYOLOGY

Comitato Editoriale
(coordinatore Giuseppe Maio)

Antonella Carosi	Gaetano Caricato	Luciano Di Tizio
Giuseppe Maio	Paolo Pastorino	

INDICE

PRESENTAZIONI ORALI	1
STATO DELLE POPOLAZIONI DI <i>COTTUS GOBIO</i> LINNAEUS, 1758 IN DUE CORSI D'ACQUA DELL'ITALIA CENTRALE DOPO L'ERADICAZIONE DELLA TROTA ATLANTICA <i>SALMO TRUTTA</i> LINNAEUS, 1758	2
<i>POPULATION STATUS OF COTTUS GOBIO LINNAEUS, 1758 IN TWO MEDITERRANEAN RIVERS (CENTRAL ITALY) AFTER ERADICATION OF ATLANTIC BROWN TROUT SALMO TRUTTA LINNAEUS, 1758</i>	
MASSIMO LORENZONI, ANTONELLA CAROSI, MASSIMO GIOVANNOTTI, GIANANDREA LA PORTA, ANDREA SPLENDIANI, VINCENZO CAPUTO BARUCCHI	
RICOSTITUZIONE E MONITORAGGIO DEL CORRIDOIO ECOLOGICO FLUVIALE DEL FIUME TICINO	9
<i>TICINO RIVER ECOLOGICAL CORRIDOR RESTORING AND MONITORING</i>	
CESARE MARIO PUZZI, STEFANIA TRASFORINI, MASSIMO SARTORELLI, DANIELE TAMBORINI	
FEEDING HABITS OF <i>SALMO CETTII</i> (RAFINESQUE, 1810) IN CENTRAL ITALY: STUDYING A RESIDUAL POPULATION OF AN ENDANGERED SPECIES USING NON-INVASIVE METHODS	25
<i>REGIME ALIMENTARE DI SALMO CETTII (RAFINESQUE, 1810) IN ITALIA CENTRALE: STUDIO DI UNA POPOLAZIONE RESIDUALE DI UNA SPECIE MINACCIATA MEDIANTE METODI NON INVASIVI</i>	
RICCARDO LOLLOBRIGIDI, MARCO PROCACCIANTE, AMILCARE D'ORSI, MARCO SEMINARA	
CONDITION INDEX (FCF) COME STRUMENTO PER LA GESTIONE E LA CONSERVAZIONE DI <i>AUSTROPOTAMOBIVS PALLIPES</i> COMPLEX	35
<i>CONSIDERING THE CONDITION INDEX OF POPULATIONS FOR THE CONSERVATION AND MANAGEMENT OF AUSTROPOTAMOBIVS PALLIPES COMPLEX</i>	
GIANLUCA FEA, DANIELA GHIA, ROBERTO SACCHI	
INTERVENTI DI RIPOPOLAMENTO DELLA SPECIE AUTOCTONA <i>SALMO CETTII</i> RAFINESQUE, 1810 NEL RIO ERMOLINUS E COSTRUZIONE DI UN MODELLO PREVISIONALE DEMOGRAFICO	42
<i>REPOPULATION ACTIONS OF THE AUTOCHTHONOUS SPECIES SALMO CETTI RAFINESQUE, 1810 IN THE ERMOLINUS STREAM AND SET UP OF A DEMOGRAPHIC FORECAST MODEL</i>	
ANDREA SABATINI, MARIA VALENTINA CANI, GIACOMO FRAU, CINZIA PODDA, DIONIGI SECCI, FRANCESCO PALMAS	
FROM GENETICS TO CRYOGENETICS: NEW STRATEGIES FOR THE CONSERVATION OF MARBLE TROUT	50
<i>DALLA GENETICA ALLA CRIOGENETICA: NUOVE STRATEGIE PER LA CONSERVAZIONE DELLA TROTA MARMORATA</i>	
GIULIA ZUCCON, ROBERT WILSON, JØRN ULHEIM, LAURA FILONZI, MARINA VAGHI, ARMANDO PICCININI, FABIANA BILÒ, FRANCESCO NONNIS MARZANO	
GENETICA DELLA CONSERVAZIONE DI <i>BARBUS</i> SP. IN RELAZIONE A FATTORI ECOLOGICI	58
<i>CONSERVATION GENETICS OF BARBUS SPECIES IN RELATION TO ECOLOGICAL FACTORS</i>	
FEDERICA PICCOLI, ROSSANO BOLPAGNI, CLAUDIO FERRARI, LAURA FILONZI, ALEX LAINI, MATTEO MANFREDINI, ARMANDO PICCININI, PIETRO RONTANI, MARINA VAGHI, ANDREA VOCCIA, PIERLUIGI VIAROLI, FRANCESCO NONNIS MARZANO	
RIPRISTINO DELLA CONNETTIVITÀ FLUVIALE: INDIVIDUAZIONE DEI PRINCIPALI NODI DI DISCONTINUITÀ NEL BACINO DEL FIUME PO	65
<i>RIVER CONNECTIVITY RESTORATION: IDENTIFICATION OF THE MAIN FRAGMENTATIONS IN THE PO RIVER BASIN</i>	
CESARE MARIO PUZZI, STEFANIA TRASFORINI MASSIMO SARTORELLI, DANIELE TAMBORINI	
FACTORS INFLUENCING THE DISTRIBUTION OF BROWN TROUT (<i>SALMO TRUTTA</i> COMPLEX) IN ABRUZZO (CENTRAL ITALY): IMPLICATIONS FOR NATIVE BROWN TROUT CONSERVATION	72
<i>FATTORI CHE INFLUENZANO LA DISTRIBUZIONE DELLA TROTA DI TORRENTE (SALMO TRUTTA COMPLEX) IN ABRUZZO (ITALIA CENTRAL): IMPLICAZIONI PER LA CONSERVAZIONE DEL CEPPO AUTOCTONO</i>	
FEDERICA PICCOLI, TOMMASO PAGLIANI, GIOVANNA LANCIANI, ELENA PALANTI, NICOLA CELLI, GIUSEPPE DI RENZO, BIAGIO SALVATORE, STEFANIA CAPORALE, MARINA VAGHI, FRANCESCO NONNIS MARZANO, MAURIZIO BIONDI	

RASSEGNA DELLE SPECIE ITTICHE DELLE ACQUE INTERNE ABRUZZESI <i>REVIEW OF FRESHWATER FISH SPECIES IN THE ABRUZZI REGION</i> CARLA GIANANTE, RICCARDO CAPRIOLI, LORENZO TANCIONI	79
ITTIOFAUNA DEL BASSO CORSO DEL FIUME TIRSO E STATO DI CONSERVAZIONE DELLE SPECIE MIGRATORIE DI INTERESSE COMUNITARIO <i>FRESHWATER FISHES AND CONSERVATION STATUS OF MIGRATORY SPECIES IN THE LOWER TIRSO RIVER SYSTEM, CENTRAL SARDINIA, ITALY</i> FLAVIO ORRÙ, PAOLA BUSCARINU	90
DISTRIBUZIONE E NATURALIZZAZIONE DEL GAMBERO INVASIVO <i>PACIFASTACUS LENIUSCULUS</i> NEL TORRENTE VALLA (ITALIA NORD-OCCIDENTALE) <i>DISTRIBUTION AND ESTABLISHMENT OF THE INVASIVE SIGNAL CRAYFISH PACIFASTACUS LENIUSCULUS IN THE VALLA STREAM (N-W ITALY)</i> DANIELA GHIA, GIANLUCA FEA, LAURA GRUPPUSO, TIZIANO BO, ALESSANDRO CANDIOTTO, STEFANO FENOGLIO, ROBERTO SACCHI	101
RISCHI SANITARI ASSOCIATI ALLA MOVIMENTAZIONE DELL'ITTIOFAUNA E ALL'INTRODUZIONE DI ALLOCTONI <i>HEALTH RISKS RELATED TO FRESHWATER FISH HANDLING AND INTRODUCTION OF ALIEN SPECIES</i> PAOLO PASTORINO, MARIA CRISTINA BONA, CLAUDIO FOGLINI, CRISTIANA MAURELLA, MARZIA RIGHETTI, ERIKA ASTRID VIRGINIE BURIOLI, GIUSEPPE RU, ELISABETTA PIZZUL, MARINO PREARO	109
DIRETTIVA 2000/60/CE E COMUNITÀ ITTICHE DEI CORSI D'ACQUA DELLA LIGURIA: CONTRIBUTO ALL'APPLICAZIONE DELL'INDICE I.S.E.C.I. <i>DIRECTIVE 2000/60/EC AND LIGURIAN FRESHWATER FISHES: A CONTRIBUTION ABOUT APPLICATION OF I.S.E.C.I. INDEX</i> LUCA CIUFFARDI, MATTEO CAPURRO, FABRIZIO ONETO, DARIO OTTONELLO, FILIPPO DEMICHELI, STEFANO FERRETTI, DANIELE DURADONI, VALTER RAINERI	117
PROBLEMATICHE NELL'AFFINAMENTO DELLE COMUNITÀ ITTICHE DI RIFERIMENTO PER L'APPLICAZIONE DELL'ISECI IN AREE CON CARENZE INFORMATIVE E QUADRO ZOOGEOGRAFICO INCERTO. IL CASO DI STUDIO DEL BACINO DEL BASENTO IN BASILICATA <i>SET OF PROBLEMS IN REFERENCE FISH COMMUNITIES IMPROVEMENT FOR THE APPLICATION OF ISECI IN AREAS WITH INFORMATIONAL DEFICIENCIES AND UNCERTAIN ZOOGEOGRAPHY. THE CASE OF BASENTO RIVER BASIN IN BASILICATA</i> GIOVANNI ROSSI, GIANLUCA ZUFFI, ANDREA MARCHI, GAETANO CARICATO	125
POSTER	134
DALLA CONSERVAZIONE EX SITU ALLA REINTRODUZIONE IN NATURA: IL PROGETTO ZOOGONETICUS TEQUILA (WEBB & MILLER, 1998) COME ESEMPIO DI COOPERAZIONE PUBBLICO-PRIVATA INTERNAZIONALE <i>FROM EX SITU CONSERVATION TO REINTRODUCTION INTO NATURAL HABITAT: THE ZOOGONETICUS TEQUILA (WEBB & MILLER, 1998) PROJECT AS AN EXAMPLE OF PUBLIC-PRIVATE INTERNATIONAL PARTNERSHIP</i> ALESSIO ARBUATTI, MARIARITA ROMANUCCI, LEONARDO DELLA SALDA, MICHAEL KOECK, MARTINA MEDINA NAVA, LUIS H. ESCALERA VÁZQUEZ, YVONNE HERRERIAS-DIEGO, RUBEN HERNANDEZ MORALES, DAVID TAFOLLA VENEGAS, OMAR DOMINGUEZ-DOMINGUEZ	135
INVESTIGATION ON THE SHELTER OCCUPANCY BY TWO ITALIAN GOBIES, <i>PADOGOBIUS BONELLI</i> AND <i>P. NIGRICANS</i> IN STREAMS OF THE UPPER RIVER TIBER BASIN <i>INDAGINE SULL'OCCUPAZIONE DEI NIDI DA PARTE DEL GHIOZZO PADANO E DEL GHIOZZO DI RUSCELLO IN ALCUNI AFFLUENTI DEL FIUME TEVERE</i> LAURA POMPEI, ANTONELLA CAROSI, CLAUDIO CAUZILLO, MASSIMO LORENZONI	140
CONSIDERAZIONI SULLA TROTA NEL SIC IT7110099 "GOLE DEL SAGITTARIO" <i>ASSESSMENTS ON THE TROUT POPULATION IN THE SIC IT7110099 "GOLE DEL SAGITTARIO"</i> ENRICO MARCONATO, PIERA LISA DI FELICE, LUCIANO DI TIZIO	147
DIRECTIONAL ASYMMETRY IN THE RIVER CRAB <i>POTAMON FLUVIATILE</i> (HERBST, 1785) <i>ASIMMETRIA DIREZIONALE NEL GRANCHIO DI FIUME POTAMON FLUVIATILE (HERBST, 1785)</i> FEDERICA SPANI, MASSIMILIANO SCALICI	152

STUDIO FITOSOCIOLOGICO SU FRUIBILITÀ SOSTENIBILE E MANUTENZIONE DEI CORSI D'ACQUA <i>FITOSOCIOLOGICAL STUDY ON SUSTAINABLE FRUITABILITY AND MAINTENANCE OF WATER COURSES</i> PIERA LISA DI FELICE, GIANFRANCO PIRONE, FRANCESCO CORBETTA, FRANCO RECCHIA, ANTONIO DI SABATINO	159
PROVE DI RIPRODUZIONE ARTIFICIALE ED ALLEVAMENTO DI <i>CHONDROSTOMA SOETTA</i> BONAPARTE, 1840 (ACTINOPTERYGII: CYPRINIDAE) <i>TESTS AT ARTIFICIAL REPRODUCTION AND BREEDING OF CHONDROSTOMA SOETTA BONAPARTE, 1840 (ACTINOPTERYGII: CYPRINIDAE)</i> GIOVANNI B. DELMASTRO, GIOVANNI A. C. BALMA, PAOLO LO CONTE	164
PRESENZA DI <i>BARBATULA BARBATULA</i> (L., 1758) NEL TORRENTE ACQUANEGRA (VA, LOMBARDIA) <i>PRESENCE OF BARBATULA BARBATULA IN ACQUANEGRA STREAM (PROVINCE OF VARESE; LOMBARDY REGION)</i> CESARE M. PUZZI, DANIELE TAMBORINI, DANILO BARATELLI	169
ESAME DELLA FAUNA ITTICA DEL SIC IT7110097 "FIUMI GIARDINO, SAGITTARIO, ATERNO, SORGENTI DEL PESCARA" <i>EXAMINATION OF FISH FAUNA OF SIC IT7110097 "FIUMI GIARDINO, SAGITTARIO, ATERNO, SORGENTI DEL PESCARA"</i> PIERA LISA DI FELICE, LUCIANO DI TIZIO, ENRICO MARCONATO	174
DISTRIBUTION OF WHITE-CLAWED CRAYFISH (<i>AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES</i> SPECIES COMPLEX) IN ABRUZZO (CENTRAL ITALY) <i>DISTRIBUZIONE DEL GAMBERO DI FIUME (<i>AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES</i> SPECIES COMPLEX) IN ABRUZZO (CENTRO ITALIA)</i> FEDERICA PICCOLI, GIOVANNA LANCIANI, ROBERTO CALABRESE, STEFANIA CAPORALE, PIERLUIGI CENTORE, MONICA DI FRANCESCO, GIUSEPPE DI RENZO, MARZIA MARRONE, SILVANO PORFIRIO, BIAGIO SALVATORE, MABEL SCOCCIA, TOMMASO PAGLIANI, GIANCARLO MOCA	178
PRIME INDAGINI ITTTIOLOGICHE NEL TORRENTE SANT'ELIA (TROINA, EN, SICILIA, ITALIA). <i>FIRST DATA ON THE FISH FAUNA OF THE SAINT ELIA STREAM (TROINA, EN, SICILY, ITALY)</i> ANTONINO DUCHI, SALVATORE DIVINCENZO2	183
L'ITTIOFAUNA DEL BASSO BACINO DEL FIUME SANGRO (CH, ABRUZZO, ITALIA) <i>THE FISH POPULATION IN THE SANGRO RIVER LOWER BASIN (CH, ABRUZZO, ITALY)</i> LUCIANO DI TIZIO, ENRICO MARCONATO, PIERA LISA DI FELICE	188
PRIMA SEGNALEZIONE DI GHIOZZO PADANO (<i>PADOGOBIUS BONELLI</i> BONAPARTE, 1846) NEL FIUME VOMANO <i>FIRST REPORT OF PADAN GOBY (<i>PADOGOBIUS BONELLI</i> BONAPARTE, 1846) IN THE VOMANO RIVER</i> LINO RUGGIERI, ROBERTO BRENDA, UMBERTO OREGLINI, ANGELO CAMELI, FRANCESCO DI TORO, LUCA BRUGNOLA	192
LA RECENTE "INVASIONE" DEI PESCI D'ACQUARIO NELLE ACQUE TERMALI CALDE ITALIANE <i>THE RECENT "INVASION" OF AQUARIUM FISHES IN ITALIAN HOT THERMAL WATERS</i> EMILIANO SPADA, LUCIANO DI TIZIO	196
RINVENIMENTO DI UNA SPECIE ALLOCTONA NELLE ACQUE INTERNE DELLA PROVINCIA DI FERRARA, L'ALBORELLA EUROPEA <i>ALBURNUS ALBURNUS</i> (LINNAEUS, 1758) <i>FIRST EVIDENCE OF THE ALLOCHTHONOUS FISH "COMMON BLEAK" <i>ALBURNUS ALBURNUS</i> (LINNAEUS, 1758) IN THE FRESHWATERS OF FERRARA PROVINCE</i> MATTIA LANZONI; VASILEIOS ASCHONITIS; MATTEO MERIGHI; LEANNE BONNICI; MATTEO ALVISI, GIUSEPPE CASTALDELLI	200
ERADICAZIONE DI UNA POPOLAZIONE DI <i>CARASSIUS AURATUS</i> LINNAEUS, 1758 NELL'AMBITO DI UN PROGETTO DI RIQUALIFICAZIONE ECOLOGICA DEL LAGHETTO PRATI DEL SIRENTE: RISULTATI PRELIMINARI <i>ERADICATION OF A POPULATION OF <i>CARASSIUS AURATUS</i> LINNAEUS, 1758 AS A PART OF AN ECOLOGICAL REHABILITATION PROJECT OF THE "PRATI DEL SIRENTE" LAKE: PRELIMINARY RESULTS</i> LUCA BRUGNOLA, ANGELO CAMELI, MARCO CARAFA, FRANCESCO DI TORO, LUCIANO DI TIZIO, NICOLETTA DI FRANCESCO, FRANCO DI VIRGILIO, CHIARA SCHETTINI, UMBERTO LA SORDA	206

SPERIMENTAZIONE DI ESCE PER LA CATTURA ED IL CONTROLLO DELLE POPOLAZIONI DELLA SPECIE INVASIVA <i>PROCAMBARUS CLARKII</i> GIRARD, 1852 <i>TESTING BAITS FOR THE CATCH AND CONTROL OF THE INVASIVE SPECIE POPULATION PROCAMBARUS CLARKII GIRARD, 1852</i> ANDREA SABATINI, CHIARA BALLOCCO, MARIA VALENTINA CANI, GIACOMO FRAU, CINZIA PODDA, PAOLO SOLARI, FRANCESCO PALMAS	212
OSSERVAZIONI IN ACQUARIO SULLA FENOLOGIA DEL CARACIDE CIECO DELLE GROTTA ASTYANAX JORDANI <i>OBSERVATIONS IN AQUARIUM ABOUT BLIND CAVE FISH PHENOLOGY</i> LUCIANO DI TIZIO, NICOLETTA DI FRANCESCO, MASSIMILIANO PENNELLI, GIOVANNI PLACENTILE	219
RINVENIMENTO DI <i>PROCAMBARUS CLARKII</i> (GIRARD, 1852) NEL BASSO CORSO DEL TORDINO <i>FIRST REPORT OF PROCAMBARUS CLARKII (GIRARD, 1852) IN THE LOW RIVER TORDINO COURSE</i> ANGELO CAMELI, FRANCESCO DI TORO, LUCA BRUGNOLA, MARCO A. L. ZUFFI, MARCO MANGIACOTTI, ROBERTO SACCHI, MATTIA FALASCHI	223
ENVIRONMENTAL FEATURES CORRELATING WITH THE OCCURRENCE OF <i>TELESTES MUTICELLUS</i> (BONAPARTE, 1837) AND <i>RUTILUS RUBILIO</i> (BONAPARTE, 1837) <i>RELAZIONE FRA LA PRESENZA DI TELESTES MUTICELLUS (BONAPARTE, 1837) E RUTILUS RUBILIO (BONAPARTE, 1837) E ALCUNE CARATTERISTICHE AMBIENTALI</i> MANUELA D'AMEN, PIERLUIGI BOMBI, LORENZO TRAVERSETTI, MASSIMILIANO SCALICI	227
APPLICAZIONE DELL'INDICE DI ARGENTINIZZAZIONE NELLA REGIONE LIGURIA COME STRUMENTO DI MONITORAGGIO DELLO STOCK DI <i>ANGUILLA ANGUILLA</i> L. <i>ENFORCEMENT OF THE SILVERING INDEX IN THE LIGURIA REGION AS AN INSTRUMENT FOR MONITORING THE EEL STOCK</i> MATTEO CAPURRO, LUCA CIUFFARDI, FABRIZIO ONETO, DARIO OTTONELLO, FILIPPO SCHIAVONE, ANDREA BALDUZZI, MIRVANA FELETTI	234

ATTI/PROCEEDINGS

PRESENTAZIONI ORALI

STATO DELLE POPOLAZIONI DI *COTTUS GOBIO* LINNAEUS, 1758 IN DUE CORSI D'ACQUA DELL'ITALIA CENTRALE DOPO L'ERADICAZIONE DELLA TROTA ATLANTICA *SALMO TRUTTA* LINNAEUS, 1758

POPULATION STATUS OF *COTTUS GOBIO* LINNAEUS, 1758 IN TWO MEDITERRANEAN RIVERS (CENTRAL ITALY) AFTER ERADICATION OF ATLANTIC BROWN TROUT *SALMO TRUTTA* LINNAEUS, 1758

MASSIMO LORENZONI¹, ANTONELLA CAROSI^{1*}, MASSIMO GIOVANNOTTI², GIANANDREA LA
PORTA¹, ANDREA SPLENDIANI², VINCENZO CAPUTO BARUCCHI²

1. Department of Chemistry, Biology and Biotechnologies, University of Perugia, via Elce di sotto, 06100 Perugia, Italy * corresponding author: telephone number 075 5855716; e-mail: acarosi@libero.it
2. Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Università Politecnica delle Marche, via delle Brecce Bianche, 60131 Ancona, Italy.

Parole chiave: scazzone, bacini adriatici, caratterizzazione demografica, accrescimento, eradicazione trota, conservazione biodiversità.

Keywords: bullhead, Adriatic basin, demographic characterization, growth, trout eradication, biodiversity conservation.

Riassunto

Lo scopo della ricerca è quello di confrontare lo stato delle popolazioni di scazzone prima e dopo gli interventi di eradicazione delle trote atlantiche in due corsi d'acqua della regione Marche, secondo quanto previsto dalle azioni concrete di conservazione del progetto Life+ TROTA (LIFE12 NAT/IT/0000940). In totale sono stati campionati 1125 esemplari di *Cottus gobio* di età compresa tra 1 e 5 anni. I valori medi di densità sono risultati significativamente più elevati successivamente alle attività di eradicazione. L'equazione della regressione lunghezza totale-peso calcolata per il campione complessivo è $P=0.0326LT^{2.5727}$. I parametri delle curve di accrescimento teorico mostrano che, dopo le attività di eradicazione, le popolazioni risultano caratterizzate da una migliore performance, valutata attraverso il parametro Φ' , e da maggiori lunghezze raggiunte in tutte le classi di età rispetto al periodo precedente. Il confronto dei valori medi del fattore di condizione tra i due periodi non risulta significativo; questo risultato suggerisce che probabilmente gli effetti dell'eradicazione della trota agiscono sullo scazzone attraverso la diminuzione della predazione piuttosto che attraverso meccanismi di competizione interspecifica. Le informazioni ottenute dimostrano la validità di interventi gestionali come l'eradicazione di specie aliene, particolarmente efficaci per la conservazione della biodiversità negli ecosistemi di acqua dolce.

Abstract

The main aim was to compare the population status of *Cottus gobio* before and after eradication activities on Atlantic brown trout, carried out in two watercourses of the Marche region, as specified by the concrete conservation actions of the LIFE+ TROUT Project (LIFE12 NAT/IT/0000940). In total 1125 specimens of the European bullhead were collected and five

age classes (0^+ to 4^+) were identified. In both populations, the average density values resulted significantly higher after the eradication activities. The equation of the total length-weight relationship for the total sample was $W=0.0326TL^{2.5727}$. The parameters of the theoretical growth curves carried out separately for the two populations showed that, after the eradication activities, the populations were distinguished by greater performance, evaluated using the Φ' parameter, and larger sizes in all age classes in comparison to the pre-eradication period. The results of the condition factor evaluation showed no differences in the comparison between the two periods, suggesting that the effects of the trout eradication acted through decreased predation and not through interspecific competition mechanisms. The information obtained demonstrate the positive effects of management actions as eradication of alien species, particularly effective for biodiversity conservation in freshwater ecosystems.

Introduzione

Lo scazzone, *Cottus gobio* Linnaeus, 1758, è ampiamente distribuito in Europa (Freyhof *et al.*, 2005): le popolazioni del versante adriatico dell'Italia centrale rivestono particolare interesse in quanto localizzate al limite meridionale del range di distribuzione europeo della specie. In particolare, nel sud della regione Marche la presenza della specie si estende fino al bacino del fiume Chienti (Lorenzoni & Esposito, 2011).

In Italia centrale la presenza dello scazzone è spesso associata a quella della trota fario, *Salmo trutta* Linnaeus 1758 (Lorenzoni *et al.*, 2006; Carosi *et al.*, 2015), che può rappresentare una seria minaccia a causa della possibile predazione esercitata sugli stadi giovanili e a causa dell'innescarsi di meccanismi di competizione interspecifica.

Gli scopi della presente ricerca sono: i) confrontare lo stato delle popolazioni di *Cottus gobio* prima e dopo le attività di eradicazione della trota fario di origine atlantica condotte sul Fosso della Gorga e sul Torrente Cesano (regione Marche) secondo quanto previsto dalle azioni concrete di conservazione del progetto Life+ TROTA (LIFE12 NAT/IT/0000940); ii) analizzare le interazioni tra lo scazzone e la trota fario nei due corsi d'acqua; iii) valutare l'efficacia di azioni gestionali come l'eradicazione di specie aliene.

Materiali e metodi

L'area di studio comprende i due bacini adriatici del Torrente Cesano e del Fiume Esino (Figura 1). I campionamenti ittici sono stati effettuati nel periodo compreso tra marzo 2014 e luglio 2016 in due stazioni di campionamento localizzate rispettivamente sul Fosso della Gorga e sul Torrente Cesano. I corsi d'acqua oggetto di studio presentano caratteristiche ambientali simili in termini di idrogeologia, portate idriche e tipo di substrato. In totale in ciascuna stazione sono stati effettuati sette campionamenti ittici utilizzando l'elettrostorditore e applicando il metodo delle passate successive (Moran, 1951; Zippin, 1956). I pesci sono stati catturati utilizzando un generatore di corrente continua o pulsata di potenza variabile tra 600 e

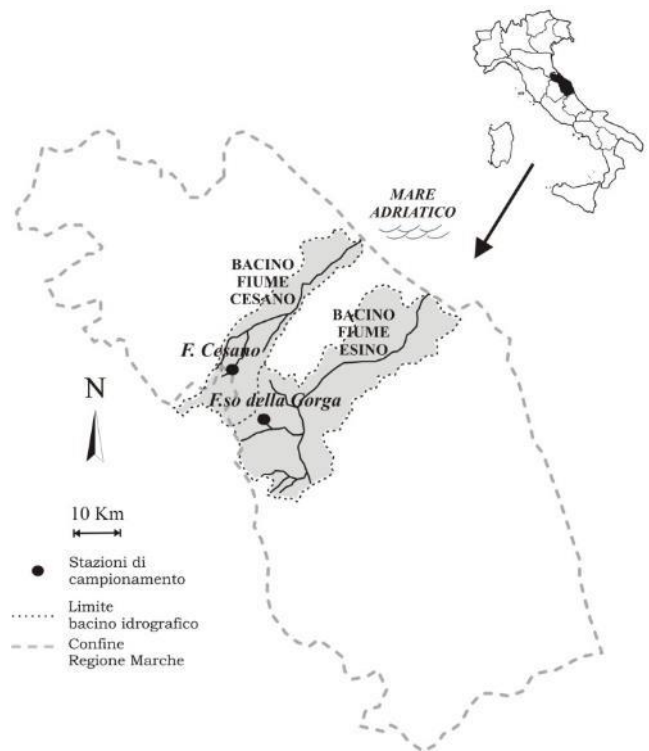


Figura 1. Area di studio e localizzazione delle stazioni di campionamento.

4500 W. I primi tre campionamenti sono stati condotti prima dell'inizio delle attività di eradicazione, i restanti quattro sono stati condotti in fase di svolgimento delle suddette attività. Per tutti gli esemplari catturati è stata determinata la specie di appartenenza, è stata misurata la lunghezza totale (LT) con la precisione di 0.1 cm e il peso totale (P) con la precisione di 0.1 g (Anderson & Neumann, 1996). Prima dell'inizio delle attività di eradicazione al termine delle attività di campo tutti i pesci catturati sono stati rilasciati nel loro ambiente naturale; nel corso del programma di eradicazione soltanto gli scazzoni sono stati rilasciati, mentre le trote sono state trasferite in laghetti di pesca privati. L'età degli scazzoni è stata attribuita applicando il metodo di Petersen basato sull'analisi della distribuzione delle frequenze di lunghezza (Bagenal, 1978). Per entrambe le stazioni la lunghezza del tratto fluviale (compresa tra 50 e 400 m) è stata definita moltiplicando per dieci la larghezza dell'alveo bagnato.

La regressione lunghezza totale-peso è stata calcolata per il campione complessivo utilizzando il metodo dei minimi quadrati, basato sull'equazione logaritmica: $\log_{10} P \text{ (g)} = a + b \log_{10} LT \text{ (cm)}$. L'accrescimento teorico è stato stimato separatamente per le due popolazioni di *Cottus gobio* utilizzando il seguente modello di von Bertalanffy (1938): $LT_t = L_{\infty}(1 - e^{-k(t-t_0)})$, dove LT_t è la lunghezza totale del pesce al tempo t , L_{∞} è la lunghezza massima teorica (cm), k è la velocità con cui la curva si avvicina ad L_{∞} e t_0 rappresenta l'età teorica alla quale $LT_t = 0$. Inoltre allo scopo di confrontare le diverse curve di accrescimento teorico è stato calcolato l'indice Φ' utilizzando l'equazione di Pauly e Munro (1984): $\Phi' = \log_{10} k + 2 \log_{10} L_{\infty}$ dove k e L_{∞} sono i parametri del modello di accrescimento di von Bertalanffy.

Come contributo alla valutazione dell'impatto della trota fario sullo scazzone, per quest'ultimo è stato calcolato il fattore di condizione (Kn) e sono stati confrontati i valori medi per ogni classe di età per i due periodi considerati; questo approccio si basa sull'assunto che alti valori di Kn caratterizzano pesci in migliori condizioni corporee e in buona salute, mentre bassi valori di Kn contraddistinguono pesci in cattive condizioni corporee (Blackwell *et al.*, 2000). Il fattore di condizione relativo (Le Cren, 1951) è stato calcolato utilizzando la seguente equazione: $Kn = 100 W/(a TL^b)$, dove a e b sono i coefficienti della regressione lunghezza totale-peso stimata per il campione complessivo. L'analisi è stata condotta utilizzando solo gli esemplari con lunghezza totale maggiore di 4.0 cm e campionati in autunno.

Risultati

Caratteristiche demografiche

Nei siti indagati è stata rilevata la presenza di due sole specie ittiche, la trota fario e lo scazzone. Prima dell'inizio delle attività di eradicazione la trota fario era dominante in termini di biomassa ma non in termini di densità. In totale sono stati campionati 1125 scazzoni. La lunghezza totale degli esemplari campionati variava da 2.5 a 11.4 cm ($\text{media} \pm \text{DS} = 6.75 \pm 1.729$) e il peso da 0.5 a 23.0 g ($\text{media} \pm \text{DS} = 5.23 \pm 3.48$). Sono state identificate 5 classi di età comprese tra 0^+ e 4^+ .

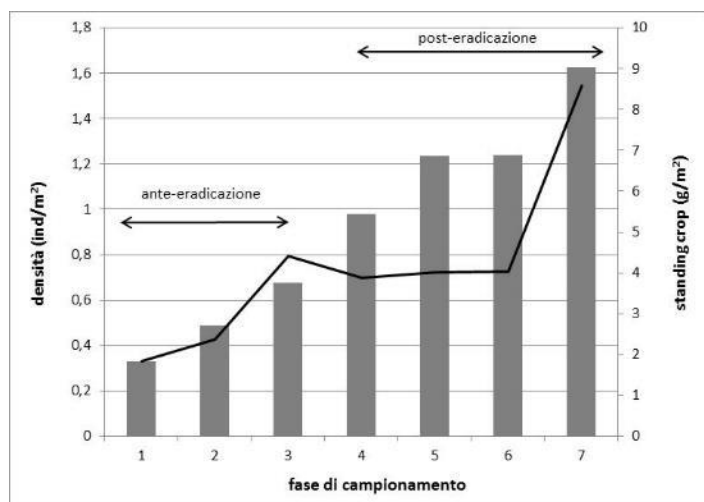


Figura 2. Andamento dei valori medi di densità (istogrammi in grigio) e standing crop (linea nera) disaggregati per fase di campionamento.

Per il campione complessivo i valori medi di densità e standing crop sono risultati più elevati dopo l'inizio delle attività di eradicazione, ma il confronto è risultato statisticamente significativo solo per la densità (densità media pre-eradicazione $\pm$ DS: 0.43 ± 0.39 ind/m², post-eradicazione $\pm$ DS: 0.97 ± 0.65 ind/m², $t = 2.21$, $p = 0.040$; standing crop medio pre-eradicazione $\pm$ DS: 2.67 ± 3.05 g/m², post-eradicazione $\pm$ DS: 4.04 ± 2.51 g/m², $t = 1.13$, $p = 0.274$). I valori di densità e standing crop delle popolazioni del Torrente Cesano e del Fosso della Gorga sono stati cumulati in quanto non sono state osservate differenze significative tra i due siti. Dal confronto dei valori medi di densità e standing crop, disaggregati per ciascuna fase di campionamento, emerge un progressivo incremento nel tempo dell'abbondanza delle popolazioni di scazzone (Figura 2). Anche per lo standing crop è stato rilevato un aumento del valore medio nel corso del tempo, che risulta più evidente nell'ultimo campionamento (Figura 2).

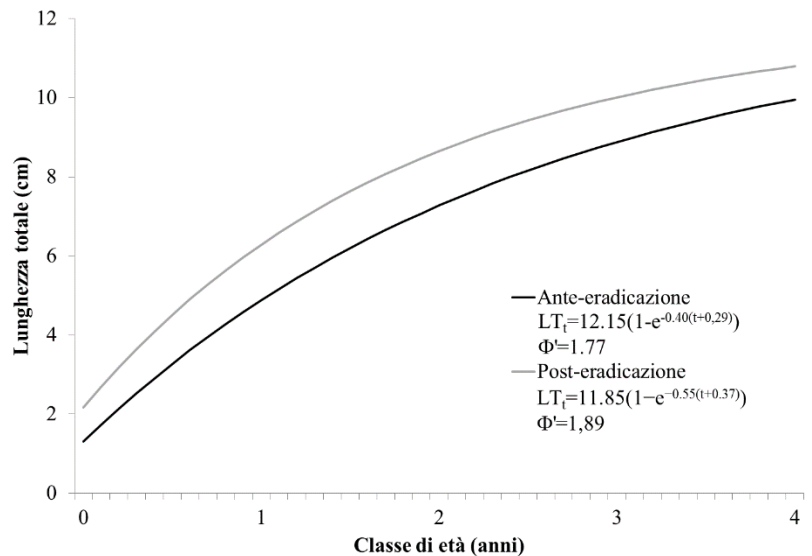


Figura 3. Fosso della Gorga: confronto delle curve di accrescimento teorico calcolate prima e dopo l'eradicazione.

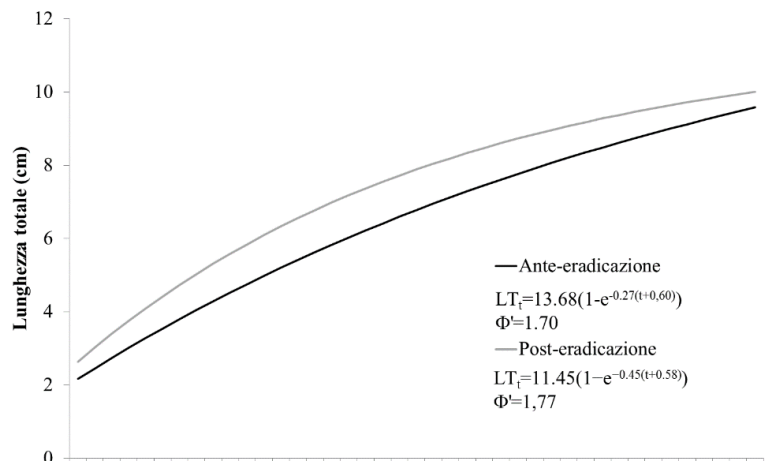


Figura 4. Torrente Cesano: confronto delle curve di accrescimento teorico calcolate prima e dopo l'eradicazione.

Accrescimento

L'equazione della regressione lunghezza totale-peso è risultata $P = (0.033\pm0.02)LT^{(2.573\pm0.03)}$ ($R^2 = 0.87$). Il valore del coefficiente b è risultato significativamente minore di 3 ($t = 14.72$; $p = 0.001$), indicando un accrescimento di tipo allometrico negativo (Ricker, 1975).

I parametri dell'accrescimento teorico in lunghezza e i valori di Φ' sono stati calcolati separatamente per le popolazioni dei due corsi d'acqua indagati (Figure 3-4). Il confronto tra l'accrescimento teorico calcolato per entrambe le popolazioni prima e dopo l'inizio delle attività di eradicazione mostra che, in assenza della trota fario, lo scazzone è caratterizzato da taglie maggiori in tutte le classi di età e in generale da una migliore performance rispetto al periodo pre-eradicazione. Per entrambe le popolazioni le differenze tra i valori medi della lunghezza totale tra classi di età (Fosso della Gorga: $F = 420.92$, $p = 0.001$; Torrente Cesano: $F = 519.92$, $p = 0.001$) e tra periodi (Fosso della Gorga: $F = 78.84$, $p = 0.001$, Torrente Cesano: $F = 37.32$, $p = 0.001$) sono risultate altamente significative all'analisi della varianza; l'effetto incrociato tra le due variabili categoriali è risultato altamente significativo soltanto per il Torrente Cesano ($F = 5$; $p = 0.001$). Per tutte le classi di età (eccetto la classe 4⁺ del Torrente Cesano), le

differenze tra i due periodi sono risultate statisticamente significative al test Post Hoc di Fisher (LSD) ($p < 0.05$).

Fattore di condizione

Dal confronto tra i valori medi di Kn calcolati per lo scazzone prima e dopo l'eradicazione della trota fario e disaggregati per classe di età (Tabella I) non emergono differenze significative. Le differenze tra i valori medi tra classi di età ($F = 2.43$, $p = 0.064$), tra periodi ($F = 0.08$, $p = 0.784$) e l'effetto incrociato tra le due variabili categoriali ($F = 0.168$, $p = 0.918$) non sono risultate statisticamente significative all'analisi della varianza.

Classe di età	di	Prima dell'eradicazione della trota fario		Dopo l'eradicazione della trota fario	
		N	Media $\pm$ DS	N	Media $\pm$ DS
Kn 0 ⁺		11	0,92 $\pm$ 0,27	97	0,90 $\pm$ 0,27
Kn 1 ⁺		84	0,99 $\pm$ 0,39	366	1,01 $\pm$ 0,83
Kn 2 ⁺		165	1,10 $\pm$ 0,23	197	1,06 $\pm$ 0,21
Kn 3 ⁺		29	1,15 $\pm$ 0,20	33	1,11 $\pm$ 0,20

Tabella I. Statistica descrittiva di Kn calcolato per lo scazzone.

Discussione e conclusioni

Gli impatti negativi dell'introduzione della trota fario sulle specie native sono ampiamente documentati in letteratura (Crowl *et al.*, 1992); le introduzioni massicce di trota fario effettuate a favore della pesca sportiva possono causare il declino delle popolazioni native attraverso la predazione e attraverso meccanismi di competizione interspecifica (Simon *et al.*, 2003). Generalmente questi impatti negativi sono correlati positivamente con l'abbondanza delle specie aliene (Didham *et al.*, 2007). La caratterizzazione demografica ha dimostrato che, conseguentemente alla drastica riduzione dell'abbondanza della trota fario in seguito alle attività di eradicazione, la densità e la biomassa delle popolazioni di scazzone aumentano gradualmente nel tempo avvicinandosi ai valori considerati ottimali per la specie in torrenti montani.

I parametri delle curve di accrescimento teorico hanno dimostrato che, successivamente alle attività di eradicazione, entrambe le popolazioni di scazzone sono caratterizzate da una maggiore performance e da lunghezze maggiori in tutte le classi di età in confronto al periodo ante-eradicazione. Il valore del coefficiente b della regressione lunghezza totale-peso è risultato minore di 3, indicando un accrescimento di tipo allometrico negativo (Ricker, 1975). L'età massima stimata (4⁺) corrisponde a quella riportata per altre popolazioni dell'Italia centrale, anche se in letteratura viene indicata per la specie un'età massima di 10⁺ (Froese & Pauly, 2016). La lunghezza massima riportata nel presente studio (LT = 11.40 cm) non raggiunge la taglia massima di 18.00 cm riportata per la specie (Froese & Pauly, 2016) ed è inferiore alle lunghezze massime riportate per le popolazioni di scazzone del bacino del Fiume Tevere e di altri corsi d'acqua della regione Marche, pari a 14.2 cm (Franchi *et al.*, 2012).

Per quanto riguarda il fattore di condizione, non sono emerse differenze significative dal confronto tra i due periodi ante e post-eradicazione della trota fario; questo risultato suggerisce che probabilmente gli effetti positivi della rimozione della trota agiscono principalmente attraverso la diminuzione dell'attività predatoria piuttosto che attraverso meccanismi di competizione interspecifica. Probabilmente, nei casi in cui le due specie coesistono, si verificano delle diversificazioni nella dieta e nella scelta del microhabitat, come dimostrato da

precedenti studi (Franchi *et al.*, 2012); ulteriori approfondimenti su questi aspetti saranno oggetto di future ricerche. In ogni caso è possibile che gli effetti benefici dovuti alla riduzione della competizione interspecifica, se presenti, vengano più che compensati dall'incremento della competizione intraspecifica dovuta all'aumentata densità delle popolazioni di scazzone. Le informazioni raccolte nel presente studio confermano l'efficacia delle attività di eradicazione nell'ambito dei programmi di conservazione della biodiversità ittica nativa. I risultati ottenuti acquistano particolare importanza anche in considerazione del fatto che in Italia le esperienze di eradicazione nei corsi d'acqua sono attualmente alquanto limitate. I corsi d'acqua selezionati per le attività di eradicazione sono risultati particolarmente adatti allo scopo in quanto caratterizzati da modeste dimensioni in termini di portate idriche, larghezza dell'alveo e profondità media. Il programma di eradicazione non è ancora completato, ma questi risultati preliminari indicano una significativa riduzione dell'abbondanza della specie aliena a vantaggio degli ecosistemi acquatici.

Ringraziamenti

Questa ricerca rientra nell'ambito del progetto europeo Life+ TROTA (LIFE12 NAT/IT/0000940) per il recupero e la conservazione della trota Mediterranea (*Salmo trutta* complex) nell'Appennino centrale (Italia). Gli autori desiderano ringraziare tutti coloro che hanno partecipato alle attività di campionamento durante lo svolgimento del progetto.

Bibliografia

- Anderson R.O., Neumann R.M. (1996). Length, weight and associated structural indices. In: Murphy B.R. and Willis D.W. (eds.), *Fisheries techniques*, American Fisheries Society, Bethesda, 447–483.
- Bagenal T.B. (1978). *Fish production in fresh waters*, Blackwell, Oxford, 250 pp.
- Blackwell B.G., Brown M.L., Willis D.W. (2000). Relative weight (Wr) status and current use in fisheries assessment and management. *Res. Fish. Sci.* 81: 1-44.
- Carosi A., Ghetti L., Forconi A., Lorenzoni M. (2015). Fish community of the river Tiber basin (Umbria-Italy): temporal changes and possible threats to native biodiversity. *Knowledge Management of Aquatic Ecosystems*, 416: 22.
- Crowl T.A., Townsend C. R., McIntosh A. R. (1992). The impact of introduced brown and rainbow trout on native fish: the case of Australasia. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2: 217-241.
- Didham R.K., Tylianakis J.M., Gemmell N.J., Rand T.A., Ewers R.M (2007). Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution*, 22 (9).
- Franchi E., Pompei L., Barbaresi R., Esposito L., Giannetto D., Carosi A., Mancini M., Lorenzoni M. (2012). Distribution and abundance of european bullhead *Cottus gobio* in the watercourses of Pesaro-Urbino Province (Marche, central Italy). *Atti del XIV Congresso Nazionale AIIAD*, Torino, 15-17 novembre.
- Freyhof J., Kottelat M., Nolte A. (2005). *Taxonomic diversity of European Cottus with description of eight new species (Teleostei: Cottidae)*. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, 16 (2): 107-172.
- Froese R. and D. Pauly. Editors. 2016, FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (01/2016).
- Le Cren E.D. (1951). The length relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology* 20: 210–218.
- Lorenzoni M., Mearelli M., Ghetti L. (2006). Native and exotic fish species in the Tiber river watershed (Umbria – Italy) and their relationship to the longitudinal gradient. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 382: 19–44.

- Lorenzoni, M., Esposito, L. (2011). La Carta Ittica delle Marche. Regione Marche, Assessorato Caccia e Pesca, Ancona.
- Moran P.A.P. (1951). A mathematical theory of animal trapping. *Biometrika* 38: 307-311.
- Pauly D., Munro J.L. (1984). Once more on comparison of growth in fish and invertebrates. *ICLARM Fishbyte* 1: 21–22.
- Ricker W.E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *J. Fish Res. Board Can.* 191: 1–382.
- Simon K.S., Townsend C.R. (2003). Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organization, with emphasis on salmonids and ecosystems consequences. *Freshwater Biology* 48: 982-994.
- von Bertalanffy L. (1938). A quantitative theory of organic growth. *Human Biology* 10: 181–243.
- Zippin C. (1956). An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* 12: 163-189.

RICOSTITUZIONE E MONITORAGGIO DEL CORRIDOIO ECOLOGICO FLUVIALE DEL FIUME TICINO

TICINO RIVER ECOLOGICAL CORRIDOR RESTORING AND MONITORING

CESARE MARIO PUZZI^{1*}, STEFANIA TRASFORINI¹, MASSIMO SARTORELLI¹, DANIELE TAMBORINI¹

1. G.R.A.I.A. Srl – Gestione e Ricerca Ambientale Ittica Acque, via Repubblica 1, 21020 Varano Borghi (VA). *Corresponding author: Tel.: 0039 0332 961097 int. 201; E-mail: cesare.puzzi@graia.eu

Parole chiave: Fiume Ticino, Fiume Tresa, frammentazione fluviale, Life Project, passaggi per pesci.

Keywords: Ticino River, Tresa River, river connectivity, Life Project, fish passages, fishways.

Riassunto

La comunità ittica nativa del Fiume Ticino era composta da 36 specie, mentre quella attuale supera le 50 specie, soprattutto a causa della rapida affermazione della componente alloctona. Malgrado ciò il fiume mantiene pregio conservazionistico, conferitogli dalla presenza di specie elencate in Allegato II della Direttiva Habitat. Tra le cause delle modificazioni della biodiversità del Ticino vi è anche la frammentazione del corridoio fluviale ad opera di dighe. A seguito della realizzazione di passaggi artificiali per pesci presso i due sbarramenti di Porto della Torre e di Panperduto, questo fattore di pressione è stato mitigato. A monte del Ticino è stata completata anche la deframmentazione del Fiume Tresa, con la realizzazione dei passaggi per pesci di Lavena Ponte Tresa e Creva (Luino, VA), grazie ai quali il Lago Maggiore è ricollegato al Lago di Lugano. Un sistema di videomonitoraggio in continuo fornisce una serie di dati riguardante il numero di transiti e le specie transitanti attraverso queste strutture: il monitoraggio condotto finora nell'ambito del progetto Life11nat/it/188 “Con.Flu.Po” ha permesso di effettuare 124.917 osservazioni in meno di tre anni, identificando 30 specie, 11 e 13 delle quali non riportate nei campionamenti più recenti disponibili rispettivamente sul Fiume Tresa e sul Fiume Ticino. Nel frattempo il progetto Life menzionato sta provvedendo a deframmentare anche la diga di Isola Serafini (Fiume Po, Monticelli d'Ongina, PC), ormai unico impedimento alla libera migrazione dei pesci dal mare al bacino del Fiume Ticino, compresi i suoi grandi laghi. Nei prossimi anni sarà possibile verificare gli effetti della completa riapertura di questo corridoio fluviale.

Abstract

The native Ticino River fish community was composed of 36 native species, while the current fish community reaches more than 50 species, due to the increasing allochthonous part. Despite of that the river keeps his conservation value thanks to the presence of some autochthonous species mentioned in the Annex II of the Habitats Directive. The loss of river connectivity by damming was one of the main causes of the Ticino River fish biodiversity decline. After the fish passage construction at both Porto della Torre Dam and Panperduto Dam this threat has been faced and solved in the Ticino river. The habitat connectivity was restored even upstream by the construction of Lavena Ponte Tresa and Creva fishways (Tresa River); which restored the fish migration from Lake Maggiore to Lake Lugano and vice-versa. The fish passage were all equipped with an “in continuous” video monitoring system: the monitoring action within the Project Life11nat/it/188 “Con.Flu.Po” has already reported 124,917 observations, identifying

30 species, 11 and 13 of them never sampled or reported in the recent past for Ticino River and Tresa River respectively. Meanwhile the cited Life Project is restoring the connectivity of the medium-lower stretch of the Po River (Isola Serafini Dam, Municipality of Monticelli d'Ongina, Province of Piacenza). In the next years it will be possible to evaluate the effects of the complete re-establishment of an open migration path between the Adriatic Sea and the Ticino river waterbasin, including its great deep lakes.

Introduzione

La realizzazione di opere di sbarramento dei corsi d'acqua comporta la frammentazione delle aste fluviali, impedendo la libera percorribilità delle stesse da parte della fauna ittica. Il sistema Lago di Lugano - Lago Maggiore - Fiume Ticino - Fiume Po rappresenta un corridoio ecologico di fondamentale importanza per specie di interesse conservazionistico, alcune delle quali compaiono in Allegato II della Direttiva Habitat. Proprio tale sistema è stato recentemente interessato da interventi di deframmentazione e ripristino della percorribilità fluviale, volti a riconnettere le comunità ittiche dei corpi idrici citati. La costruzione di passaggi per pesci presso gli sbarramenti artificiali del Fiume Tresa (presso Lavena Ponte Tresa e Creva) e del Fiume Ticino (presso Somma Lombardo, sbarramenti di Porto della Torre e Panperduto) assume rilevanza ad ampia scala geografica, soprattutto in relazione alla realizzazione (a valle) del passaggio per pesci presso la diga di Isola Serafini (Fiume Po, Monticelli d'Ongina, PC).

Oltre alla realizzazione di quest'opera, il Progetto Life-Nature LIFE 11 NAT/11/188 ("Restoring connectivity in Po River basin opening migratory route for *Acipenser naccarii** and 10 fish species in Annex II" "Con.Flu.Po.") ha provveduto a redigere un censimento delle priorità di deframmentazione fluviale nei maggiori corpi idrici del bacino del Fiume Po: gli interventi realizzati e quelli in fase di realizzazione garantiranno ai "grandi migratori" di percorrere nuovamente rotte migratorie loro precluse dalla seconda metà degli anni '50. Ma non saranno le sole specie grandi migratrici quali storione cobice (*Acipenser naccarii*), cheppia (*Alosa fallax*), anguilla (*Anguilla anguilla*) a beneficiare del ripristino della percorribilità fluviale: l'intervento favorirà anche popolazioni autoctone relativamente vagili (quali il cefalo calamita, *Liza ramada*) e altre minacciate oggi dalla scarsa disponibilità di habitat e dalla presenza di specie alloctone invasive. Tra esse si ricordano barbo comune (*Barbus plebejus*), barbo canino (*Barbus caninus*), lasca (*Protochondrostoma genei*), pigo (*Rutilus pigus*), savetta (*Chondrostoma soetta*), trota marmorata (*Salmo marmoratus*), vairone italico (*Telestes muticellus*). Considerando i benefici apportati a specie dall'ecologia particolare quali il cefalo calamita (*Liza ramada*), la lampreda padana (*Lampetra zanandreae*) e il cobite comune (*Cobitis bilineata*) è possibile concludere che la deframmentazione del medio corso del Fiume Po interesserà almeno 11 specie presenti in Allegato II della Direttiva Habitat, estendendo l'influsso benefico anche a specie autoctone non ancora considerabili come minacciate, ma in trend decrescente di densità di popolazione.

In questo elaborato si presentano i risultati ottenuti mediante il videomonitoraggio in continuo dei passaggi per pesci di Lavena Ponte Tresa, Porto della Torre e Panperduto: il monitoraggio dei flussi migratori presso tali stazioni costituisce una delle azioni del Progetto Life11nat/it/188; i dati *ante operam* finora raccolti sono parte di uno studio che proseguirà anche dopo l'ultimazione del passaggio per pesci di Isola Serafini.

Materiali e metodi

Il Fiume Ticino sottende un bacino di 7401 km² comprendenti anche le porzioni di territorio svizzero dei bacini del Lago di Lugano e del Lago Maggiore: in origine tale sistema era percorso liberamente dalla fauna ittica, che raggiungeva agevolmente i due grandi laghi prealpini. Il Fiume Tresa rappresenta il naturale collegamento tra il Lago di Lugano e il Lago Maggiore:

esso nasce infatti come emissario del Lago Maggiore presso Lavena Ponte Tresa, per immettersi dopo un percorso di 13 km nel Lago Maggiore presso Luino.

Fino allo scorso decennio gli ostacoli del fiume invalicabili alla migrazione ittica erano rappresentati dalla Diga di Lavena Ponte Tresa (VA) e più a valle dalla diga di Creva (Luino, VA, in concessione a Enel). La diga di Lavena Ponte Tresa regola il livello del Lago di Lugano e genera un dislivello modesto (2 m); l'habitat a valle è tipicamente lotico, per quanto la presenza dell'invaso di Creva (pochi chilometri a valle) generi un habitat lentic. L'incile del Lago di Lugano si situa duecento metri dalla diga originando quindi immediatamente a monte della stessa un vasto habitat lacustre.

Il Fiume Ticino sublacuale è l'unico emissario del Lago Maggiore e inizia il proprio corso presso Sesto Calende (VA) per terminarlo circa 110 km a valle, sfociando nel Fiume Po (Linarolo, PV). Il Ticino è interessato nel suo tratto superiore dalla presenza della diga di Panperduto (dal quale si dipartono il Canale Industriale e il Villoresi) e dalla Diga di Porto della Torre (a servizio dell'omonima centrale idroelettrica attualmente in concessione a Enel): entrambe le dighe si situano in comune di Somma Lombardo (VA).

La Diga di Panperduto, sita circa 500 m a valle di quella di Porto della Torre delimita un habitat prettamente lotico (a valle) e uno prevalentemente lentic (l'invaso di monte). La Diga di Porto della Torre si trova invece tra gli invasi delle due dighe, tra due ambienti tendenzialmente lentic. A valle della stessa si localizza infatti una sola zona a forte corrente, esclusivamente in prossimità della restituzione della centrale. Questi 4 sbarramenti, un tempo invalicabili, sono stati muniti nell'ultimo decennio di altrettanti passaggi per pesci a bacini successivi. Nel presente elaborato si espongono i risultati del monitoraggio dell'attività migratoria dell'ittiofauna presso i passaggi per pesci di Lavena Ponte Tresa, Panperduto e Porto della Torre. Il passaggio per pesci di Creva è stato ultimato nel 2014; a causa della sussistenza di un cantiere concomitante nonché della ridotta estensione temporale del monitoraggio, i risultati dello stesso non vengono esposti in questo studio.

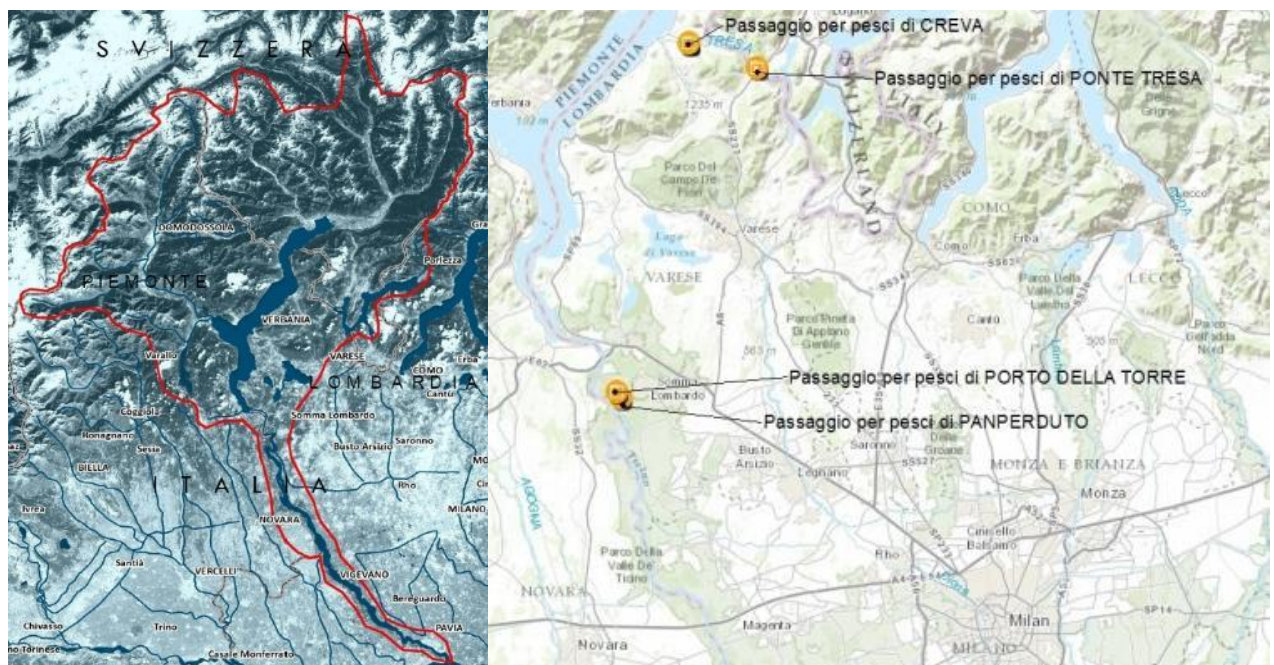


Figura 1. Bacino del Fiume Ticino; interventi di deframmentazione realizzati e relative stazioni di monitoraggio.

Tabella I. Dimensionamento dei passaggi per pesci a bacini successivi realizzati nel bacino del Fiume Ticino.

Corso d'acqua	Fiume Ticino		Fiume Tresa
ID	Panperduto	Porto della Torre	Lavena Ponte Tresa
Anno di realizzazione	2009	2010	2007
Dislivello (m)	4,52	6,3	2,05
Portata (l/s)	500	500	360
N° bacini	19	25	10
Lunghezza (m)	74	206	32
Pendenza (%)	7,8	7,5	6,3

La fauna ittica attualmente presente nel reticolo idrografico descritto è esposta in Tabella II. Nel Fiume Ticino risultano estinte le specie ad ecologia eurialina quali lo storione ladano (*Huso huso*), lo storione comune (*Acipenser sturio*), la cheppia (*Alosa fallax*), il cefalo calamita (*Liza Ramada*) e la passera (*Plathichtys flesus*). Le prime due specie sono estinte nell'intero bacino padano, mentre le altre sono presenti esclusivamente a valle della diga di Isola Serafini. La comunità ittica del Ticino si compone attualmente almeno di 55 specie: in questo numero sono incluse le specie sporadiche quali lavarello, bondella, bottatrice e agone; non si è inoltre tenuto conto della presenza probabile (ma non confermata) delle specie alloctone dei generi *Barbus/Luciobarbus*, *Squalius/Leuciscus* e *Scardinius*. Nel Lago Maggiore, secondo gli stessi criteri si contano 43 specie ittiche, includendo ad esse quelle occasionali, data la loro inclinazione reofila (barbo canino, cagnetta, gobioni). Le specie identificate sul Lago di Lugano sono invece 36.

I passaggi per pesci sono stati dotati di cabina di monitoraggio in muratura munita di una vetrata prospiciente il canale di passaggio, la quale consente di videoregistrare in continuo il passaggio dei pesci mediante fotocamera collegata ad una postazione informatica. L'elaborazione dei file è affidata ad un software specifico (*Fishthick fish passage monitoring system*, Salmonsoft), che opera a partire da una registrazione in continuo, individuando i soli frames nei quali è percepito movimento, e salvandoli in una sequenza velocizzata, al fine di ridurre le tempistiche di visualizzazione. Addetti specializzati si sono occupati della visualizzazione dei filmati, del riconoscimento delle specie transitive e dell'informatizzazione dei dati. Gli aspetti fondamentali considerati per ciascun record sono stati: data, direzione di passaggio, specie, numero di esemplari per ogni evento di transito. Nell'analisi dei risultati ottenuti occorre precisare che il numero di passaggi determinati non corrisponde sempre in maniera univoca al numero di esemplari transitive: per alcune specie si sono registrati sia passaggi in risalita sia in discesa, generando la potenzialità di un errore da "conteggio multiplo" di un singolo esemplare transitive più volte innanzi alla postazione di videomonitoraggio. Le specie che hanno generato possibili sovrastime sono essenzialmente il barbo comune e il vairone; specie reofile particolarmente inclini alle condizioni di turbolenza e velocità di corrente proprie dei passaggi per pesci. Per quanto riguarda tali specie si è scelto di operare sistematicamente eliminando i passaggi ripetuti evidenti.

Escludendo quest'ultime, il numero di passaggi corrisponde in maniera sostanzialmente univoca al numero di esemplari transitive.

L'assegnazione di un orario a ciascuna osservazione ha garantito di ottenere informazioni sugli orari di maggiore attività e transito dell'ittiofauna nel periodo notturno. Nella presente comunicazione l'analisi delle osservazioni nel periodo notturno si limita agli aspetti generali; un'elaborazione più esauriente (a livello specifico e condotta per ciascun mese) sarà fornita nella relazione finale di monitoraggio, come prodotto del Progetto Life Con.Flu.Po. I dati riportati sono relativi al periodo di videomonitoraggio dal 01/07/2013 al 10/05/2016: tutti i sistemi di monitoraggio saranno seguiti nell'ambito del progetto citato fino almeno a giugno 2017.

Tabella II. Lista delle specie ittiche nei corpi idrici di interesse.

Nella prima colonna le specie autoctone sono evidenziate in azzurro, quelle alloctone in arancio. Nelle altre colonne le specie presenti sono evidenziate in giallo; quelle assenti in grigio. (Graia srl.,1999; Volta et al. 2016; Periat et al., 2014).

Nome Scientifico	Fiume Ticino	Lago Maggiore	Lago di Lugano
<i>Abramis brama</i>	Abramide	Abramide	Abramide
<i>Gymnocephalus cernua</i>	Acerina	Acerina	Acerina
<i>Alosa agone</i>	Agone	Agone	Agone
<i>Alburnus arborella</i>	Alborella	Alborella	Alborella
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Amur, Carpa erbivora	Amur, Carpa erbivora*	Amur, Carpa erbivora
<i>Anguilla anguilla</i>	Anguilla	Anguilla	Anguilla
<i>Aspius aspius</i>	Aspio	Aspio	Aspio
<i>Barbus/Luciobarbus spp.</i>	Barbi alloctoni	Barbi alloctoni	Barbi alloctoni
<i>Barbus caninus</i>	Barbo canino	Barbo canino	Barbo canino
<i>Barbus plebejus</i>	Barbo comune	Barbo comune	Barbo comune
<i>Blicca bjoerkna</i>	Blicca	Blicca	Blicca
<i>Coregonus oxyrhynchus</i>	Bondella	Bondella	Bondella
<i>Lota lota</i>	Bottatrice	Bottatrice	Bottatrice
<i>Salapia fluviatilis</i>	Cagnetta	Cagnetta	Cagnetta
<i>Carassius carassius</i>	Carassio	Carassio	Carassio
<i>Carassius auratus</i>	Carassio dorato*	Carassio dorato*	Carassio dorato
<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	Carpa	Carpa
<i>Squalius squalus</i>	Cavedano italico	Cavedano italico	Cavedano italico
<i>Cobitis bilineata</i>	Cobite comune	Cobite comune	Cobite comune
<i>Sabanejewia larvata</i>	Cobite mascherato	Cobite mascherato	Cobite mascherato
<i>Gambusia holbrooki</i>	Gambusia	Gambusia	Gambusia
<i>Padogobius bonelli</i>	Ghiozzo padano	Ghiozzo padano	Ghiozzo padano
<i>Gobio gobio</i>	Gobione**	Gobione**	Gobione*
<i>Gobio benacensis</i>	Gobione italico	Gobione italico	Gobione italico
<i>Lampetra zanandreae</i>	Lampreda padana	Lampreda padana	Lampreda padana
<i>Lampetra planeri</i>	Lampreda di fiume	Lampreda di fiume	Lampreda di fiume
<i>Protochondrostoma genei</i>	Lasca	Lasca	Lasca
<i>Coregonus lavaretus</i>	Lavarello	Lavarello	Lavarello
<i>Esox lucius</i>	Luccio	Luccio	Luccio
<i>Sander lucioperca</i>	Lucioperca	Lucioperca	Lucioperca
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	Cobite di stagno orient.	Cobite di stagno orient.	Cobite di stagno orient.
<i>Knipowitschia punctatissima</i>	Panzarolo	Panzarolo	Panzarolo
<i>Perca fluviatilis</i>	Persico reale	Persico reale	Persico reale
<i>Lepomis gibbosus</i>	Persico sole	Persico sole	Persico sole
<i>Micropterus salmoides</i>	Persico trota	Persico trota	Persico trota
<i>Ameiurus melas</i>	Pesce gatto	Pesce gatto	Pesce gatto
<i>Rutilus pigus</i>	Pigo	Pigo	Pigo
<i>Pseudorasbora parva</i>	Pseudorasbora	Pseudorasbora	Pseudorasbora
<i>Rhodeus amarus</i>	Rodeo	Rodeo	Rodeo
<i>Rutilus rutilus</i>	Gardon o rutilo	Rutilo	Rutilo
<i>Salvelinus alpinus</i>	Salmerino alpino	Salmerino alpino	Salmerino alpino
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Salmerino di fontana	Salmerino di fontana*	Salmerino di fontana
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Sanguinerola**	Sanguinerola**	Sanguinerola
<i>Phoxinus lumaireul</i>	Sanguinerola italica	Sanguinerola italica	Sanguinerola italica
<i>Chondrostoma soetta</i>	Savetta	Savetta	Savetta
<i>Scardinius hesperidicus</i>	Scardola italica	Scardola italica	Scardola italica
<i>Cottus gobio</i>	Scazzone	Scazzone	Scazzone
<i>Silurus glanis</i>	Siluro	Siluro	Siluro*
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Spinarello	Spinarello	Spinarello
<i>Acipenser naccarii</i>	Storione cobice	Storione cobice*	Storione cobice
<i>Thymallus thymallus</i>	Temolo*	Temolo	Temolo
<i>Thymallus thymallus pop. Aut.</i>	Temolo italico	Temolo italico	Temolo italico
<i>Tinca tinca</i>	Tinca	Tinca	Tinca
<i>Rutilus aula</i>	Triotto	Triotto	Triotto
<i>Salmo trutta</i>	Trota fario	Trota fario	Trota fario
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trota iridea	Trota iridea*	Trota iridea
<i>Salmo marmoratus</i>	Trota marmorata	Trota marmorata	Trota marmorata
<i>Salmo cettii</i>	Trota mediterranea	Trota mediterranea	Trota mediterranea
<i>Telestes muticellus</i>	Vairone italico	Vairone italico	Vairone italico

* Specie segnalate ma non elencate nella bibliografia consultata

** Specie probabilmente presenti ma potenzialmente attribuite alle relative specie congeneri e autoctone

Risultati e discussione

In Tabella III è esposto il numero di giorni monitorato in ciascun mese e relativo alle tre stazioni di monitoraggio.

Tabella III. Numero di giorni monitorati per ciascuna stazione di monitoraggio.

	2013						2014												2015												2016						
	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Totale	%
Lavena Ponte Tresa	12	31	30	16	24	31	31	28	27	30	31	30	29	27	30	31	30	31	31	20	31	30	29	24	31	23	30	31	30	31	31	29	26	29	10	965	92,43
Porto della Torre	31	31	30	23	30	31	20	28	31	28	28	28	25	26	21	29	30	31	31	28	31	30	26	30	31	18	30	23	30	28	11	29	31	21	10	939	89,94
Panperduto	31	31	30	12	23	31	13	28	4	10	29	21	25	31	30	31	30	31	31	28	28	30	31	30	31	24	15	31	30	31	31	29	31	30	10	912	87,36

Sono stati monitorati complessivamente 2.816 giorni, con una copertura pari all'89,91% dell'intervallo monitorato. Sebbene le postazioni informatiche fossero dotate di gruppi di continuità, la problematica più comunemente riscontrata è stata quella dei cali di tensione con conseguente interruzione dell'alimentazione elettrica (e quindi della funzionalità del monitoraggio): l'efficienza dello stesso è stata garantita dai frequenti sopralluoghi presso le postazioni informatiche.

In Tabella IV sono riportati i risultati del monitoraggio suddivisi per stazione, ed esposti in termini di numero di osservazioni.

Tabella IV. Numero di osservazioni effettuate per specie presso ciascuna delle stazioni di monitoraggio.

	Lavena Ponte Tresa	Panperduto	Porto della Torre	Totale complessivo
Abramide	-	2	-	2
Alborella	-	-	44	44
Anguilla	30	11	23	70
Barbo comune	6858	4458	1848	13240
Cagnetta	-	-	10	10
<i>Carassius spp.</i>	15	20	16	52
Carpa	5	29	11	53
Cavedano italico	2804	222	653	3695
Cavedano europeo	1	-	-	1
Cobite di stagno orientale	-	-	3	3
Gardon o rutilo	70793	1296	27933	100157
Ghiozzo padano	-	2	4	6
Lampreda padana	-	1	-	1
Luccio	4	1	3	8
Persico reale	696	21	138	860
Persico sole	5	1	4	10
Persico trota	43	-	1	44
Pesce gatto africano	1	-	-	1
Pesce gatto punteggiato	-	1	3	4
Pigo	-	40	13	53
Salmerino di fontana	-	2	-	2
Savetta	-	6	3	9
Scardola italica	16	7	11	35
Siluro	-	27	12	39
Tinca	5	2	4	11
<i>Salmo spp.</i>	209	101	20	331
Ibrido <i>Salmo spp.</i> x trota marmorata	-	1	6	7
Trota iridea	18	7	6	39
Trota marmorata	1	1	2	4
Vairone italico	4326	947	834	6125
<i>Thymallus thymallus pop. N.D.</i>	-	1	-	1
	85830	7207	31605	124917

Sono state effettuate complessivamente 124.917 osservazioni relative a 29 specie: per difficoltà di attribuzione tassonomica sulla base della livrea, a queste specie si aggiunge la voce *Salmo spp.*, in probabile riferimento a *Salmo trutta/Salmo cetti* e alla forma lacustre delle dette specie. Per completezza d'informazione ai 30 *taxa* citati si aggiunge anche l'ibrido *Salmo spp.* X trota marmorata.

Si riportano i dati relativi a ciascuna stazione di monitoraggio; i primi dati presentati riguardano il passaggio per pesci di Lavena Ponte Tresa.

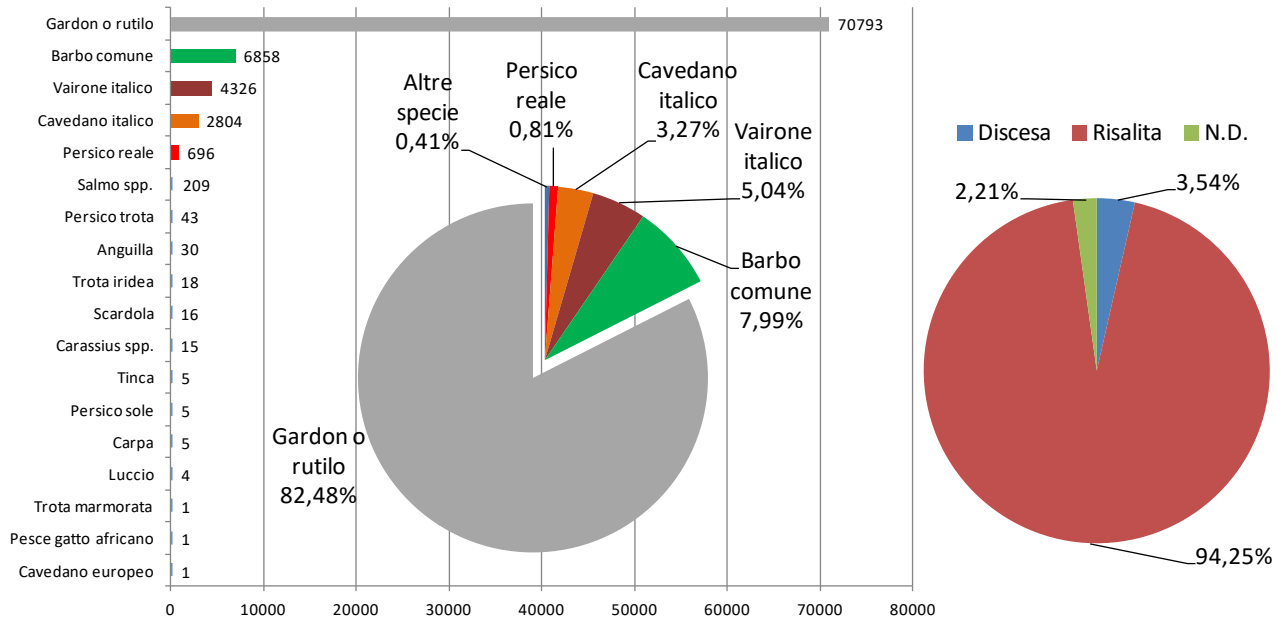


Figura 2. Composizione specifica delle osservazioni effettuate presso Lavena Ponte Tresa (a sinistra; N=85.830); composizione percentuale delle osservazioni per direzione di transito (a destra).

La campagna di monitoraggio presso Lavena Ponte Tresa ha consentito di effettuare 85.830 osservazioni relative ad almeno 18 specie. Il 94,25% delle osservazioni effettuate è riferita a pesci in risalita. L'82,48% delle osservazioni stesse è rappresentato dal gardon o rutilo (N=70.793). Le altre specie risultate maggiormente abbondanti sono il barbo comune (7,99%) e il vairone italico (5,04%). Le presenze del persico reale (N=696) e del persico trota (N=43) sono imputabili alla vicinanza del passaggio per pesci al Lago di Lugano, e confermano la frequentazione della struttura anche da parte di specie più tipicamente limnofile. Sono state effettuate 30 osservazioni di anguilla, che confermano una discreta presenza della specie nel Fiume Tresa. Dai risultati del monitoraggio si evince un assetto di specie influenzato dall'ambiente lacustre a monte; l'importanza della connessione tra il Lugano e il suo emissario è confermata dalle migrazioni evidenziate di gardon, cavedano italico e persico reale. Tra le osservazioni sporadiche hanno particolare rilievo quelle della trota marmorata (autoctona), del pesce gatto africano e del cavedano europeo (alloctoni e mai segnalati precedentemente né nel Fiume Tresa né nei laghi Maggiore e di Lugano).

Come evidente dalla Figura 3 si osserva un vero e proprio picco migratorio di gardon nei mesi di settembre e ottobre; è verosimile che al variare delle portate e della temperatura del Fiume Tresa, la specie migri dal fiume stesso al Lago di Lugano, alla ricerca di acque a maggiore inerzia termica.

In generale l'attività nel passaggio per pesci è risultata molto più abbondante nella seconda parte dell'anno rispetto alla prima, sebbene il barbo comune, il vairone italico, il cavedano italico e i salmonidi in generale si siano mostrati attivi nel passaggio per pesci durante tutto il corso

dell'anno, sebbene da gennaio ad aprile le attività di transito o sosta nella struttura siano molto limitate.

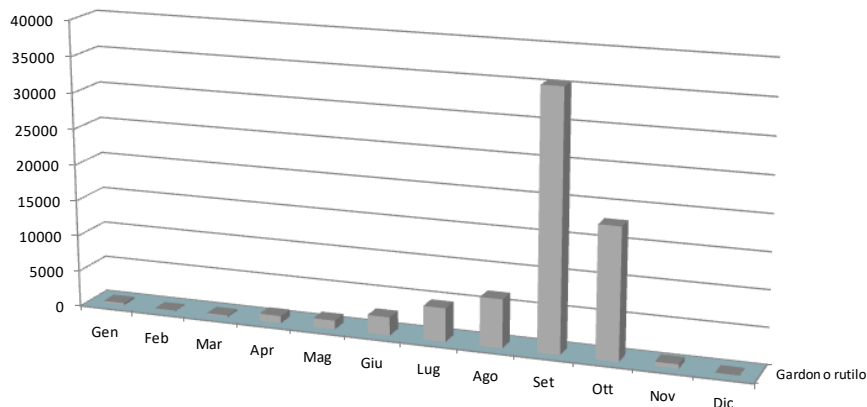


Figura 3. Numero di osservazioni effettuate in ciascun mese per la specie più rappresentativa presso Lavena Ponte Tresa: il gardon.

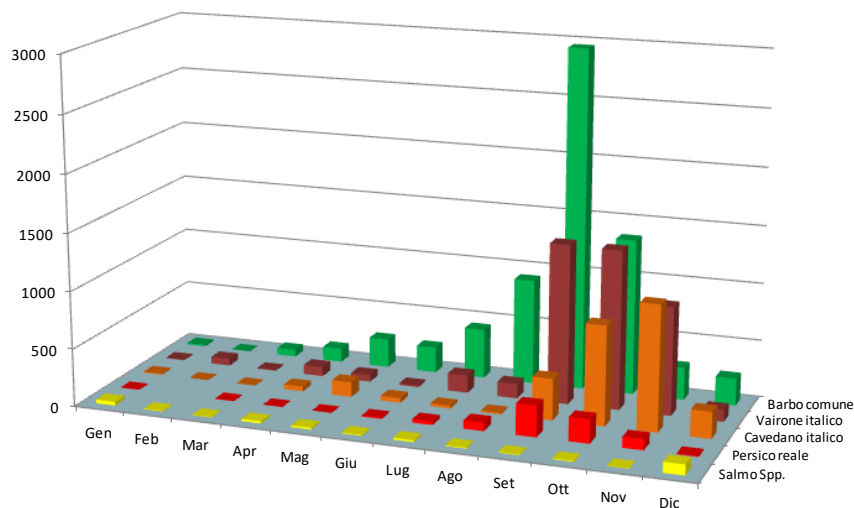


Figura 4. Numero di osservazioni effettuate in ciascun mese per le specie più rappresentative presso Lavena Ponte Tresa.

Nel mese di maggio si denota nella cabina di monitoraggio la presenza stazionaria di esemplari adulti di barbo comune e cavedano italiano in evidente atteggiamento riproduttivo: tali esemplari sostano anche per più settimane nel passaggio per pesci, e una volta che si è avuta un'idea precisa del numero degli stessi non si è proceduto a conteggi fuorvianti. La migrazione tardo estiva del gardon sembra avere una sorta di "effetto di richiamo" anche su altre specie quali il barbo comune, il vairone italiano e il persico reale, che si caratterizzano anch'essi per un piccolo migratorio nei mesi di settembre e ottobre. Le specie sono state osservate nel passaggio per pesci contemporaneamente al gardon. Sono stati osservati esemplari di persico reale soprattutto di stadio vitale subadulto e adulto, che hanno evidenziato in genere atteggiamenti di gregarismo nei confronti delle altre specie in migrazione: solo gli esemplari di persico reale di taglia maggiore hanno dato luogo a predazione dei giovanili delle altre due specie menzionate. Si è osservata anche una migrazione di cavedano italiano lievemente ritardata rispetto a quella descritta e che ha interessato soprattutto esemplari subadulti e adulti.

I risultati dello studio delle osservazioni nel periodo nictemerale presso Lavena Ponte Tresa è esposto in seguito.

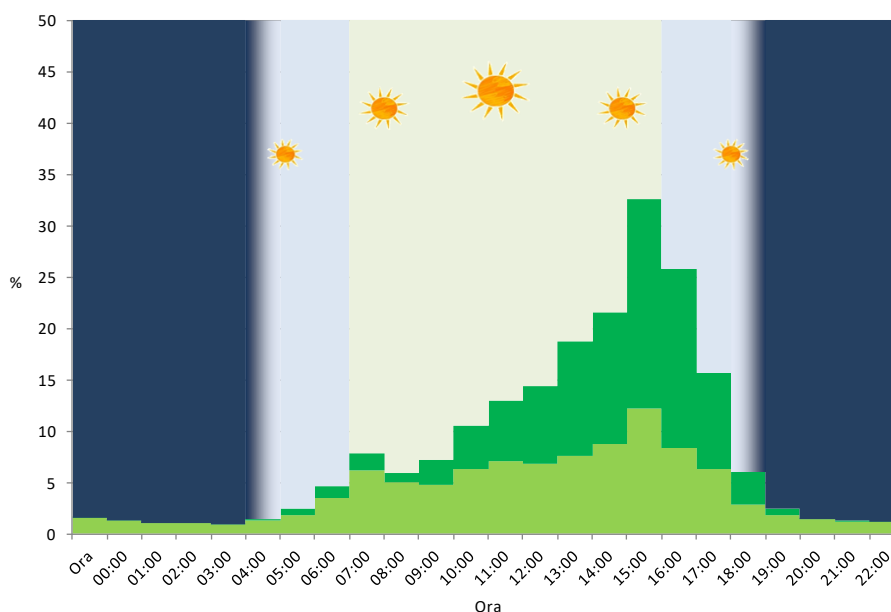


Figura 5. Percentuale di osservazioni effettuate in ogni ora del periodo nicotemurale presso Lavena Ponte Tresa: in verde scuro quelle relative alla specie più abbondante: il gardon; in verde chiaro quelle relative alle altre specie.

Il grafico esposto sopra evidenzia come presso Lavena Ponte Tresa le osservazioni si concentrino grossomodo tra le 14.00 e le 18.00: quasi il 19% delle osservazioni complessive è stato effettuato tra le 16.00 e le 17.00. A tale picco di transiti contribuiscono sia il gardon (verde scuro) sia le altre specie (verde chiaro, soprattutto vairone italico, persico reale e esemplari giovanili di barbo). Durante le ore notturne il numero di osservazioni è risultato piuttosto limitato: l'anguilla, specie notoriamente lucifuga, è stata osservata nel 90% dei casi tra le 22.00 e le 06.00. Alcune specie si sono distinte per un comportamento prettamente diurno (gardon, luccio, persico reale, persico trota, scardola italiana), mentre altre (barbo comune, vairone italico, cavedano italico e *Salmo Spp.*) sono state osservate durante tutto il periodo nicotemurale. Si presentano in seguito i dati riguardanti la stazione di monitoraggio di Panperduto, sul Fiume Ticino.

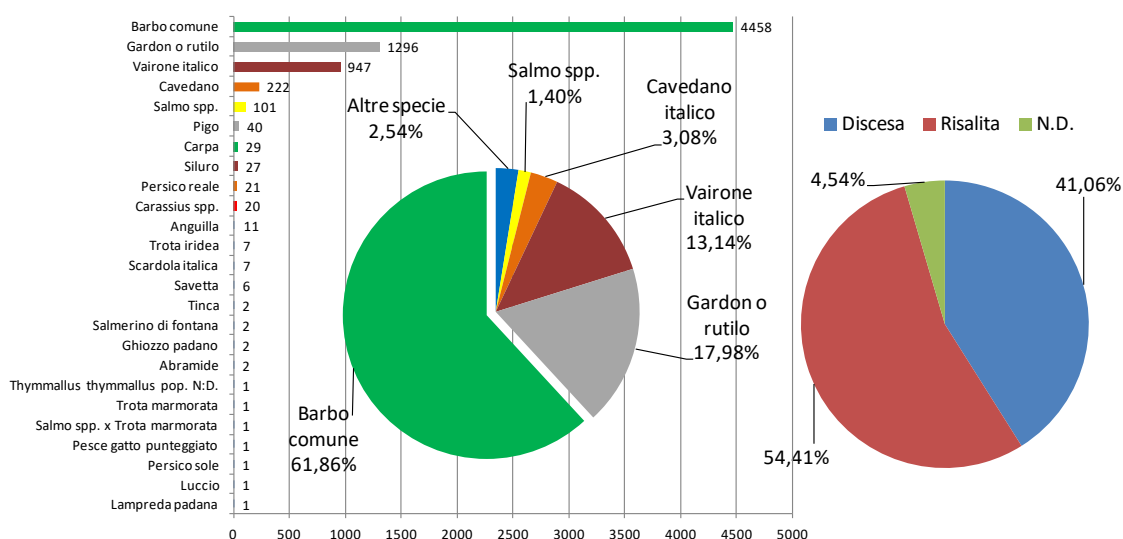


Figura 6. Composizione specifica delle osservazioni effettuate presso Panperduto (a sinistra; N=7.207); composizione percentuale delle osservazioni per direzione di transito (a destra).

Il passaggio per pesci di Panperduto recapita immediatamente a valle della presa dei canali Villaresi e Industriale; tale tratto è stato messo in asciutta nel periodo 04/03/2014-14/04/2014 e dal 24/09/2015-08/10/2015 a causa di lavori in alveo. In queste occasioni è stato effettuato un recupero ittico come da normativa. Il cantiere ha continuato la propria attività fino al 24/12/2015 e in tale periodo l'area prospiciente l'imbocco di valle del passaggio per pesci ha subito modifiche significative ed è stato oggetto di azione di disturbo all'ittiofauna. Malgrado ciò la campagna di monitoraggio presso Panperduto ha consentito di effettuare 7.207 osservazioni relative ad almeno 24 specie. Il 54,41% delle osservazioni fa riferimento a pesci in risalita: tale percentuale è relativamente bassa rispetto a quanto osservato negli altri passaggi, in quanto il 61,86% delle osservazioni stesse è rappresentato dal barbo comune (N=4.458), specie reofila che ha evidenziato atteggiamenti stazionari e presenza abitudinale nel passaggio per pesci.

Le altre specie risultate maggiormente abbondanti in termini di osservazioni sono il gardon o rutilo (17,98%) e il vairone italico (13,14%).

Sono state effettuate 222 osservazioni di cavedano italico, che confermano una discreta presenza della specie nel Fiume Ticino. Tenendo conto del fatto che il Ticino sublacuale è un fiume a carattere planiziale si reputano indubbiamente significative le osservazioni di *Salmo spp.*; alcune tendenzialmente attribuibili a *Salmo trutta* (con livree variabili) e altre ascrivibili alla forma lacustre. Le 40 osservazioni di pigo adulto costituiscono un segnale positivo, data la situazione di contrazione della specie lungo l'asta del Fiume Ticino.

Tra le osservazioni sporadiche hanno particolare rilievo quelle della savetta, della trota marmorata, del temolo, della lampreda padana, specie di particolare interesse conservazionistico. Tra gli elementi negativi monitorati vi è indubbiamente la presenza di specie alloctone: quella del siluro non è novità in quanto la popolazione della specie è in aumento nel tratto superiore del Ticino. Il siluro era già presente a monte del passaggio per pesci, nel Lago Maggiore, giunto dal Fiume Bardello, emissario del Lago di Varese. Sono state individuate 2 specie alloctone non segnalate in Ticino da molti anni (il salmerino di fontana e il pesce gatto punteggiato) e indubbiamente provenienti dai laghetti di pesca sportiva presenti nel circondario. L'abramide è stata osservata per la prima volta nel passaggio per pesci nel maggio 2015 e non era mai stata segnalata nel corso superiore del Ticino. Il cobite di stagno orientale era stato invece segnalato poco a valle dei passaggi per pesci e non risultano segnalazioni nel bacino idrografico a monte.

La maggiore attività nel passaggio per pesci si osserva nei mesi estivi di luglio e agosto: le specie interessate a tale attività sono il barbo comune, il vairone italico, il cavedano italico e i salmonidi in genere.

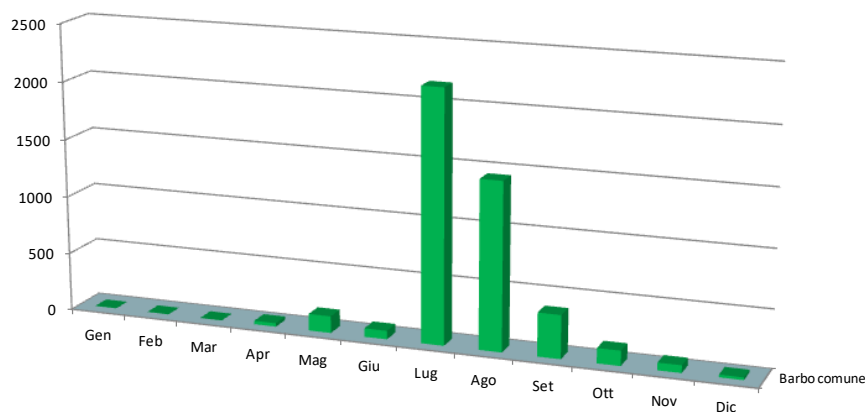


Figura 7. Numero di osservazioni effettuate in ciascun mese per la specie più rappresentativa presso Panperduto: il barbo comune.

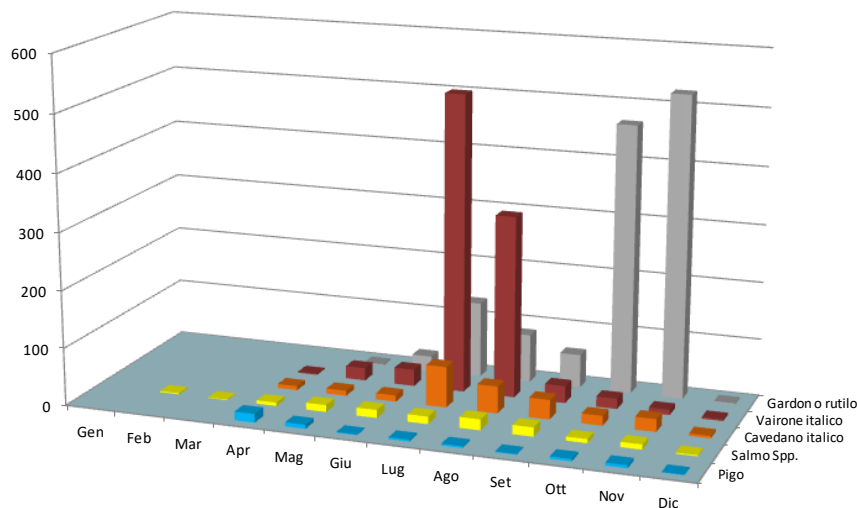


Figura 8. Numero di osservazioni effettuate in ciascun mese per le specie più rappresentative presso Panperduto.

Se per le due prime specie non si è distinta una direzionalità netta, per le altre invece il numero di risalite è decisamente superiore a quello delle discese, suggerendo che esse intendessero fermamente spostarsi verso monte. Dato il livello relativamente basso delle acque e la modesta disponibilità di rifugi a valle della diga, è verosimile ipotizzare che tali specie migrino verso monte alla ricerca di habitat più idonei. Si tenga conto che l'area è fortemente interessata dalla presenza di cormorani, e che la loro pressione predatoria sull'ittiofauna è minore nel profondo bacino a monte della diga. Il pigo è stato osservato essenzialmente in aprile e maggio; i maschi si distinguono in tale periodo per la presenza di tubercoli nuziali sul dorso e fianchi. L'esperienza accumulata dagli scriventi in più anni di studio della specie in Ticino consente di sostenere con certezza che la migrazione individuata, per quanto di modesta consistenza, abbia carattere riproduttivo. La migrazione della carpa nel periodo di giugno e luglio ha medesima finalità. I risultati dello studio delle osservazioni nel periodo nictemerale presso Panperduto è esposto in seguito.

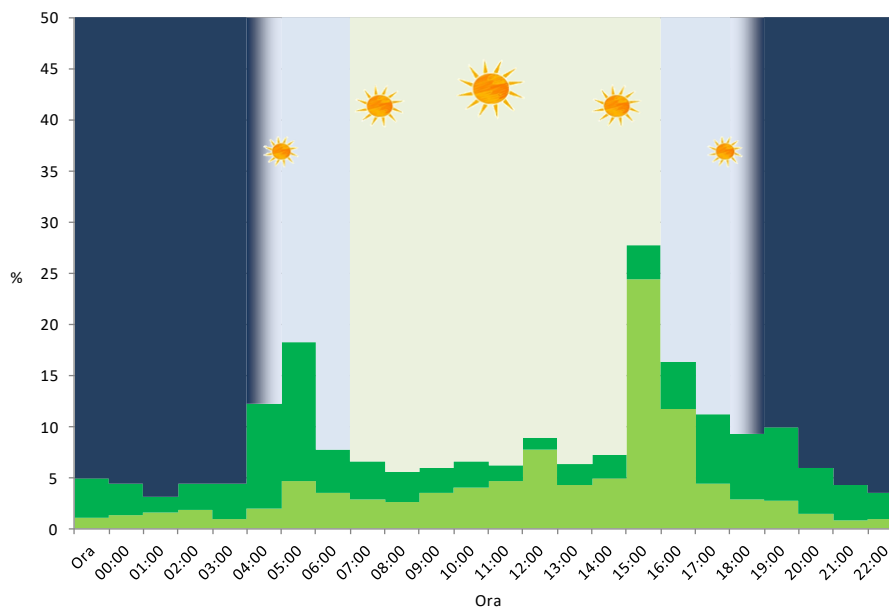


Figura 9. Percentuale di osservazioni effettuate in ogni ora del periodo nictemerale presso Panperduto. In verde scuro quelle relative alla specie più abbondante: il barbo comune; in verde chiaro quelle relative alle altre specie.

Il grafico in Figura 9 mostra come il numero di osservazioni presso Panperduto abbia due picchi durante il periodo nictemerale: il primo tra le 05.00 e le 07.00 (dovuto essenzialmente alle osservazioni di barbo comune) e il secondo tra le 16.00 e le 18.00 (dovuto soprattutto alle osservazioni di barbo comune e gardon). Nelle ore che intercorrono tra questi due picchi il numero di osservazioni è pressoché costante, mentre dopo le 18.00 e fino all'alba la specie più attiva è il barbo comune. La totalità delle osservazioni di anguilla e quasi il 90% delle osservazioni di siluro è avvenuta tra le 21.00 e le 06.00; le osservazioni di persico reale e dei salmonidi sono avvenute soprattutto durante il dì, mentre quelle di barbo comune, carassio, carpa, pigo e vairone italiano durante tutto il periodo nictemerale. Si presentano in seguito i dati relativi a Porto della Torre sul Fiume Ticino.

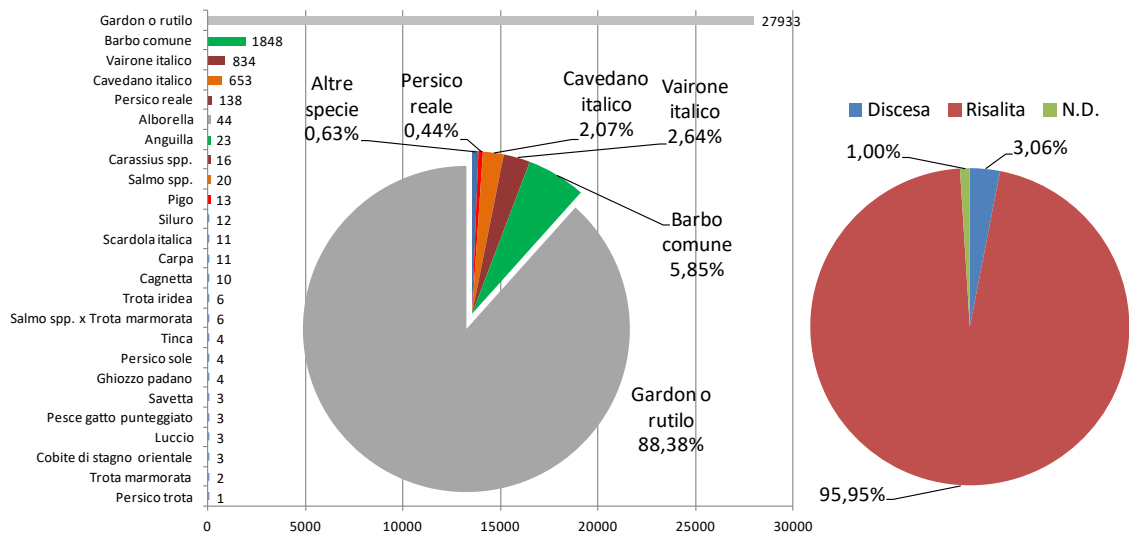


Figura 10. Composizione specifica delle osservazioni effettuate presso Porto della Torre (a sinistra, N=31.605); Percentuale di osservazioni per direzione di transito presso Lavena Ponte Tresa (a sinistra) Panperduto (al centro) e Porto della Torre (a destra).

L'attività di videomonitoraggio presso Porto della Torre ha condotto all'osservazione di 31.605 transiti, per il 95,95% in risalita attraverso la struttura. La specie maggiormente rappresentativa nel campionamento è il gardon (27.933 osservazioni, pari all'88,38% di quelle totali). Come per gli altri siti di monitoraggio, le specie più osservate sono state il barbo comune (5,85%), il vairone italiano (2,64%) e il cavedano italiano (2,07%) e il persico reale (0,44%). Tra le altre specie autoctone più rare o sporadiche si sottolinea la presenza dell'alborella, dell'anguilla, della savetta e della trota marmorata. Tra le specie alloctone si sottolinea la presenza del carassio (N=16), del siluro (N=12), del pesce gatto punteggiato (N=3) e del cobite di stagno orientale (N=3).

In Figura 11 si osserva come il picco migratorio della specie più osservata (il gardon) sia nei mesi di settembre e ottobre. In realtà ben 21.653 dei 27.933 esemplari osservati è risalita nel settembre 2014. Questo evento singolo maschera un'attività migratoria meno evidente, ma che si prolunga da luglio ad ottobre.

Le osservazioni delle altre specie (barbo comune, vairone italiano e cavedano italiano) si concentrano anch'esse nel periodo luglio-ottobre, con picchi di attività proprio in questi due mesi; il persico reale invece è stato osservato prevalentemente a settembre (69). A dispetto del contesto ambientale più lenticò di quello della Diga di Panperduto, anche presso Porto della Torre la percentuale di osservazioni di specie reofile è alta: come già considerato precedentemente il barbo comune e il vairone italiano frequentano infatti altitudinalmente il

passaggio per pesci e sono stati osservati spesso in atteggiamento trofico proprio davanti alla vetrata di monitoraggio.

I risultati dello studio delle osservazioni nel periodo nictemerale presso Porto della Torre è esposto in seguito.

Il grafico in Figura 13 mostra come il numero di osservazioni di gardon aumenti progressivamente dalle 11.00 alle 16.00, mantenendosi pressoché costante dalle 16.00 alle 18.00. Il numero di osservazioni di altre specie si mantiene invece pressoché costante nell'arco del periodo nictemerale. L'87% circa delle osservazioni di anguilla è avvenuto tra le 22.00 e le 07.00. Il cavedano italico, il carassio, il barbo comune, il persico reale e il vairone italico sono stati osservati durante tutto il periodo nictemerale; il gardon, la carpa, l'alborella, la scardola italica e i salmonidi sono invece stati osservati soprattutto durante il dì.

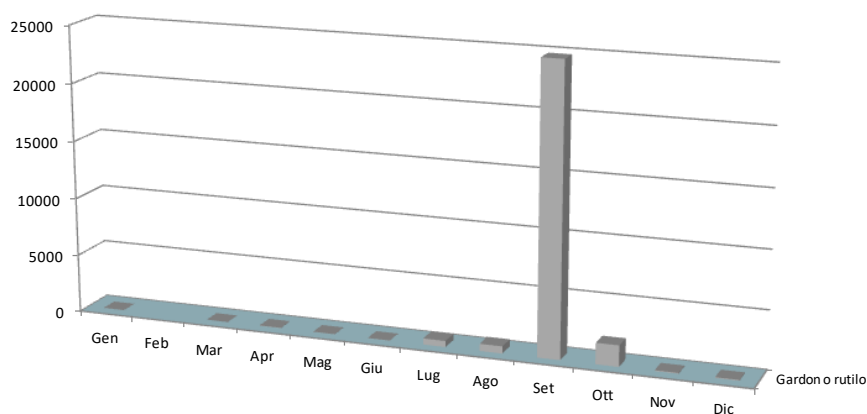


Figura 11. Numero di osservazioni effettuate in ciascun mese per la specie più rappresentativa presso Porto della Torre: gardon.

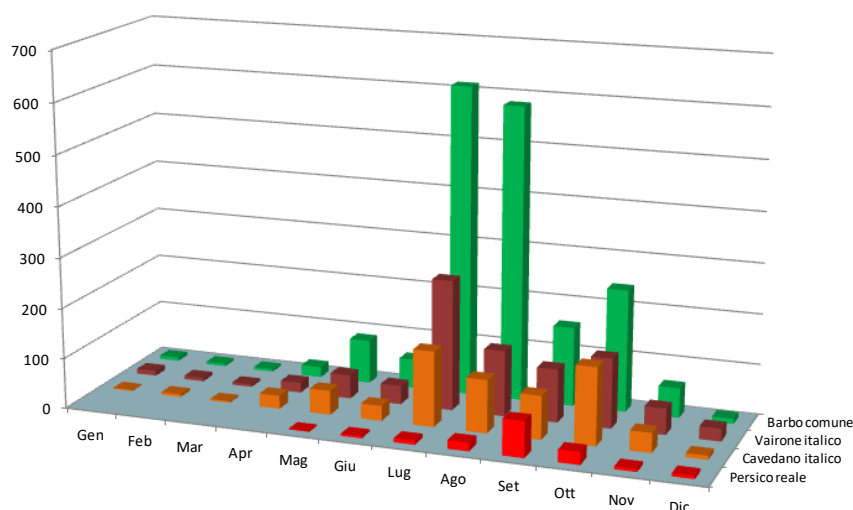


Figura 12. Numero di osservazioni effettuate in ciascun mese per le specie più rappresentative presso Porto della Torre.

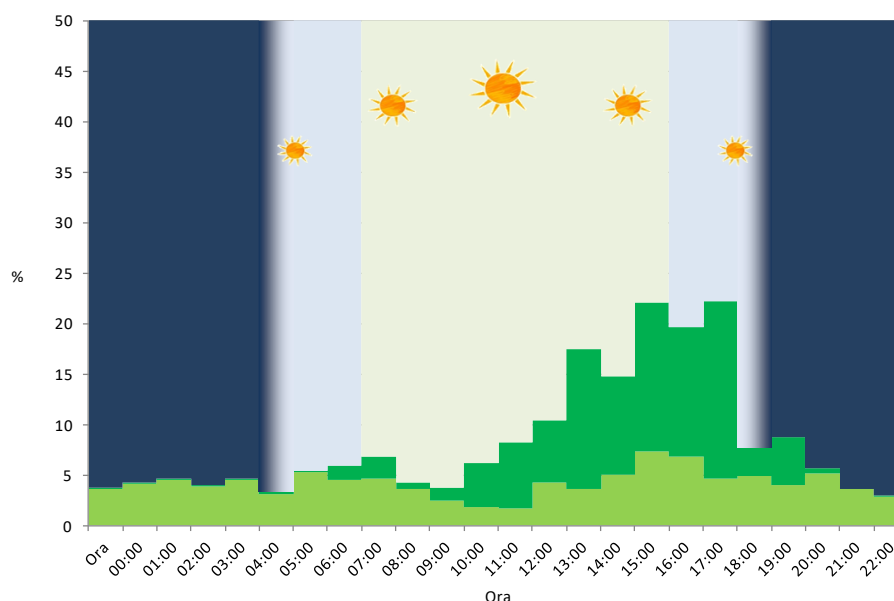


Figura 13. Percentuale di osservazioni effettuate in ogni ora del periodo nictemerale presso Porto della Torre: in verde scuro quelle relative alla specie più abbondante: il gardon; in verde chiaro quelle relative alle altre specie.

Conclusioni

In meno di tre anni di videomonitoraggio sono state effettuate complessivamente 124.917 osservazioni relative ad almeno 30 specie ittiche; i dati raccolti forniscono informazioni riguardanti la biologia, l'ecologia e l'etologia della comunità ittica dell'area di studio. La campagna di monitoraggio ha permesso di ampliare le conoscenze sulla distribuzione e sulla consistenza delle popolazioni autoctone locali, molte delle quali non erano segnalate da anni e dal valore conservazionistico notevole. Nella tabella successiva si confrontano i risultati del presente studio con quelli ottenuti mediante elettropesca su entrambi i fiumi. I dati di riferimento per l'elettropesca provengono per il Fiume Ticino da campionamenti condotti tra il 2010 e il 2012 in stazioni prossime alle due dighe; per quanto riguarda invece i dati relativi alla comunità ittica dell'alto Tresa sono disponibili esclusivamente i dati della Carta Ittica della Provincia di Varese (Graia srl., 1999); materiale più recente è disponibile solo per stazioni poste più a valle della Diga di Creva, e sono stati ottenuti prima della costruzione del passaggio per pesci. Si è scelto pertanto di non riportarli poiché non strettamente indicativi della comunità ittica a monte della diga stessa. Proprio questa carenza di dati aggiornati sul territorio, motivata dai lunghi tempi di aggiornamento delle carte ittiche, può essere parzialmente moderata dal videomonitoraggio.

Come evidente in Tabella V e per quanto riguarda il Fiume Tresa, in occasione della carta ittica sono state individuate 12 specie, mentre il videomonitoraggio ha consentito di individuare 18 specie. 5 specie sono state individuate solamente mediante elettropesca (alborella, barbo canino, cagnetta, ghiozzo padano, triotto): l'alborella, la cagnetta, e il ghiozzo padano sono tuttora relativamente comuni a valle della Diga di Creva, mentre il triotto e il barbo canino non sono stati campionati in tale tratto, ed è probabile che siano piuttosto sporadici. Il videomonitoraggio sul Fiume Tresa ha consentito di individuare 11 specie non rilevate mediante elettropesca; alcune attualmente molto diffuse o comuni quali il barbo comune, la carpa, e l'anguilla; mentre altre presumibilmente molto più rare (trota marmorata, luccio, tinca) o del tutto occasionali (cavedano europeo e pesce gatto africano).

Per quanto riguarda il Fiume Ticino l'elettropesca ha consentito di individuare 22 specie, mentre il videomonitoraggio 28. L'elettropesca ha individuato 6 specie non identificate nel videomonitoraggio (cobite comune, rodeo amaro, sanguinerola, scazzone, triotto e lucioperca);

se si considera che gli esemplari di lucioperca campionati erano giovanili (e decisamente poco numerosi) se ne conclude che il *gap* conoscitivo è limitato essenzialmente a specie di piccola taglia, in genere particolarmente sedentarie e limnofile (ad eccezione dello scazzone). Il videomonitoraggio ha individuato 13 specie non rilevate mediante elettropesca (abramide, lampreda padana, cobite di stagno orientale, salmerino di fontana, pesce gatto punteggiato, savetta, *Thymallus thymallus* pop. N.D., trota iridea, luccio, persico trota, *Salmo spp.*, tinca, trota marmorata). Tra queste specie ne spiccano alcune particolarmente sporadiche, occasionali, o mai segnalate (le prime 8 elencate) e altre di difficile catturabilità in un simile habitat (i salmonidi). Nel complesso il videomonitoraggio ha individuato specie rare, sporadiche, occasionali, oppure difficilmente catturabili mediante elettropesca. L'elettropesca ha invece individuato soprattutto specie di taglia particolarmente ridotta, particolarmente sedentarie e in genere limnofile, che possono anche non frequentare i passaggi per pesci o il cui riconoscimento visivo può risultare ostico.

Tabella V. Confronto tra i risultati del monitoraggio condotto mediante elettropesca e videomonitoraggio sui fiumi Ticino e Tresa; le specie non rinvenute/osservate sono evidenziate in grigio.

Fiume Tresa		Fiume Ticino	
Elettropesca	Videomonitoraggio	Elettropesca	Videomonitoraggio
Alborella	Alborella	Abramide	Abramide
Anguilla	Anguilla	Alborella	Alborella
Barbo comune	Barbo comune	Anguilla	Anguilla
Barbo canino	Barbo canino	Barbo comune	Barbo comune
Bottatrice	Bottatrice	Cagnetta	Cagnetta
Cagnetta	Cagnetta	<i>Carassius spp.</i>	<i>Carassius spp.</i>
<i>Carassius spp.</i>	<i>Carassius spp.</i>	Carpa	Carpa
Carpa	Carpa	Cavedano italico	Cavedano italico
Cavedano europeo	Cavedano europeo	Cobite comune	Cobite comune
Cavedano italico	Cavedano italico	Cobite di stagno orientale	Cobite di stagno orientale
Cobite comune	Cobite comune	Gardon o rutilo	Gardon o rutilo
Gardon o rutilo	Gardon o rutilo	Ghiozzo padano	Ghiozzo padano
Ghiozzo padano	Ghiozzo padano	Lucioperca	Lucioperca
Luccio	Luccio	Lampreda padana	Lampreda padana
Persico reale	Persico reale	Luccio	Luccio
Persico sole	Persico sole	Persico reale	Persico reale
Persico trota	Persico trota	Persico sole	Persico sole
Pesce gatto africano	Pesce gatto africano	Persico trota	Persico trota
<i>Salmo spp.</i>	<i>Salmo spp.</i>	Pesce gatto punteggiato	Pesce gatto punteggiato
Sanguinerola	Sanguinerola	Pigo	Pigo
Scardola italica	Scardola italica	Rodeo amaro	Rodeo amaro
Tinca	Tinca	Salmerino di fontana	Salmerino di fontana
Triotto	Triotto	<i>Salmo spp.</i>	<i>Salmo spp.</i>
Trota iridea	Trota iridea	<i>Salmo spp.</i> x Trota marmorata	<i>Salmo spp.</i> x Trota marmorata
Trota marmorata	Trota marmorata	Sanguinerola	Sanguinerola
Vairone italico	Vairone italico	Scazzone	Scazzone
		Savetta	Savetta
		Scardola italica	Scardola italica
		Siluro	Siluro
		<i>Thymallus thymallus</i> pop. N:D.	<i>Thymallus thymallus</i> pop. N:D.
		Tinca	Tinca
		Triotto	Triotto
		Trota iridea	Trota iridea
		Trota marmorata	Trota marmorata
		Vairone italico	Vairone italico

Nella concezione più tradizionale e diffusa nel panorama della letteratura scientifica, il monitoraggio dei passaggi per pesci ha generalmente una duplice finalità: testare la funzionalità dell'opera di deframmentazione e monitorare il transito delle specie migratrici. Solo più recentemente ci si è orientati ad un approccio più ampio alla tematica, che estendesse il target d'intervento all'intera comunità ittica del corso d'acqua frammentato, piuttosto che alle sole specie migratrici o di interesse alieutico/economico. In quest'ottica e alla luce delle riflessioni appena presentate, il videomonitoraggio si rivela oggi una risorsa tanto potente quanto ancora

potenziale: questo studio si basa su di un campione di dati raccolti solo dopo anni di test, e sulla base di un *know-how* appreso progressivamente in campo, senza particolari riferimenti bibliografici riguardanti le metodiche di campionamento e di conteggio. L'elaborazione di un'informazione esaustiva e aggiornata (quasi in tempo diretto) può rappresentare un'arma vincente nel contrasto dell'alloctonia: certo le specie esotiche utilizzano i passaggi per pesci disperdendosi al pari delle specie autoctone, ma in un bilancio vantaggi/svantaggi la realizzazione di passaggi per pesci è soluzione ampiamente favorita. Non si dimentichi che nel bacino oggetto di studio la colonizzazione da parte delle specie alloctone è iniziata decenni fa, assumendo rilevanza notevole appena prima che i passaggi per pesci fossero costruiti (2006-2014), quando le acque dovevano essere ancora teoricamente "isolate". Nel bacino del Fiume Ticino il fronte di colonizzazione di alcune specie alloctone ha infatti avuto origine dai laghi prealpini, al contrario di quanto si sia portati a pensare: persico sole, lucioperca e persico trota sono stati introdotti nel Lago di Comabbio nei primi anni del '900, e il siluro da metà degli anni '80.

Ringraziamenti

Questo studio presenta i risultati intermedi della campagna di videomonitoraggio svolta nell'ambito del Progetto Life-Nature LIFE 11 NAT/11/188 ("Restoring connectivity in Po River basin opening migratory route for *Acipenser naccarii** and 10 fish species in Annex II" "Con.Flu.Po."); realizzato grazie al contributo della Comunità Europea nell'ambito dei fondi Life. Il capofila del progetto è Regione Lombardia - DG Agricoltura. Questo studio è stato condotto anche grazie al conferimento di una borsa di studio da parte dell'Università degli Studi dell'Insubria.

Bibliografia

- Franscini V. S. (2014). Studio della fauna ittica del Lago Ceresio.
GRAIA srl. (1999a). Piano Ittico della Provincia del VCO. Provincia del Verbano Cusio Ossola, rapporto tecnico non pubblicato.
GRAIA srl. (1999b). Ricerca sulla Fauna Ittica del Fiume Ticino. Parco del Ticino, 500 pp.
GRAIA srl. (2000). Carta delle Vocazioni Ittiche della Provincia di Varese. Provincia di Varese, 250 pp.
Kottelat M., Freyhof J. (2007). Handbook of European Freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
Parco del Ticino (2006). Piano di Settore per la Fauna ittica. Rapporto tecnico non pubblicato.
Puzzi C. M., Gentili G., Sartorelli M., Bellani A. Putelli T., Bendotti R., Trasforini S. (2010). Deframmentazione del Fiume Ticino e del suo bacino idrografico: realizzazione di passaggi per pesci e loro monitoraggio. Stato dell'arte ad 8 anni dall'avvio del primo studio di fattibilità.
Puzzi C.M., Crosa G., Tamborini D. (2013). Valenza ecologica dei passaggi artificiali per pesci: studio dei flussi migratori presso gli sbarramenti fluviali di Porto della Torre e Panperduto, Fiume Ticino. Tesi di Laurea Magistrale depositata all'Università degli Studi dell'Insubria.
Périerat G., Vonlanthen P., Dagani D., (EAWAG). (2014). Studio della fauna ittica del Lago Ceresio.https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/fishec/projekte/lac/Rapport_Lago_Ceresio.pdf.
Volta, P., Yan, N. D., Gunn, J. M. (2016). Past, present and future of the fish community of Lake Orta (Italy), one of the world's largest acidified lakes. *Journal of Limnology*, 75(s2).

FEEDING HABITS OF *SALMO CETTII* (RAFINESQUE, 1810) IN CENTRAL ITALY: STUDYING A RESIDUAL POPULATION OF AN ENDANGERED SPECIES USING NON-INVASIVE METHODS

REGIME ALIMENTARE DI *SALMO CETTII* (RAFINESQUE, 1810) IN ITALIA CENTRALE: STUDIO DI UNA POPOLAZIONE RESIDUALE DI UNA SPECIE MINACCIATA MEDIANTE METODI NON INVASIVI

RICCARDO LOLLOBRIGIDI¹, MARCO PROCACCIANTE¹, AMILCARE D'ORSI¹, MARCO SEMINARA¹

1. Dip. Biologia Ambientale, Sapienza Università di Roma, Viale dell'Università 32, 00185 Roma.
Corresponding author: marco.seminara@uniroma1.it

Keywords: Feeding habits, endangered species, non-impactant methods

Parole chiave: Abitudini alimentari, specie minacciata, metodi non invasivi

Abstract

The aim of this study was to gather information about the feeding habits of *Salmo cettii* (Rafinesque, 1810) in order to improve managing policies for this endangered species. The study area was located in Monumento Naturale Oasi di Ninfa (Central Italy, Latium, UTM 33T 41.582341, 12.955213), and is composed by a lake, formed by several springs, from which the Ninfa stream gushes out and flows across the Natural Monument. The waterbed is completed by an intricate network of small channels, streams and pools creating a peculiar micro-hydrographic system. In total 119 fish were collected by electrofishing sessions. Gastric lavage was performed instead of stomach removal, considering status and low numbers of this species. The trophic strategy of *S. cettii* was analyzed through the modified Costello (1990) graphical method (Amundsen *et al.* 1996). *Salmo cettii* resulted to be specialized on *Echinogammarus* sp., the other preys to be considered as accessory. The Shannon and Evenness indexes describing the niche width for each age class, showed the highest values for 1+ and 2+ age classes, the most represented. Ichthyophagy is a trend mainly appearing at older age classes. ANOVA model based on mean sizes of ichthyophagous and non-ichthyophagous trouts showed a significant difference ($p=0.02593$), the first group with 31.39 cm mean size, the second with 21.93 cm mean size. The marked stenophagy and the weak ichthyophagy trend of *S. cettii* are stressed out, suggesting scarce ability in performing a strong top-down control on the stream community.

Riassunto

Lo scopo del lavoro è di ottenere informazioni dettagliate sulle abitudini alimentari di *Salmo cettii* (Rafinesque, 1810), a scopo conoscitivo e di miglioramento delle pratiche gestionali riguardanti questa popolazione di una specie minacciata. L'area di studio interessa il Monumento Naturale Oasi di Ninfa (Italia Centrale, Lazio, UTM 33T 41.582341, 12.955213), e comprende il lago, formato da alcune sorgenti, da cui origina il Torrente Ninfa che attraversa il Monumento Naturale. Un complesso reticolo microidrografico completa il sistema con canaletti, ruscelli e piccoli stagni intercomunicanti. Complessivamente sono stati raccolti tramite elettrostorditore 119 individui di *S. cettii*, sottoposti poi a lavanda gastrica come metodo non invasivo, in considerazione dello stato di minaccia in cui versa la popolazione e della scarsa densità dei suoi componenti. La strategia trofica di *S. cettii* è stata analizzata tramite il modello

grafico di Costello (1990) riportato in Amundsen *et al.* (1996). Dall'analisi risulta una forte specializzazione di *Salmo cettii* su *Echinogammarus* sp., con le altre prede decisamente di contorno. Gli indici di Shannon e l'evenness, calcolati per valutare l'ampiezza di nicchia, mostrano i più alti valori per le classi 1+ e 2+, numericamente le più rappresentate. La tendenza all'ittiofagia compare nelle classi di maggiore età. Il modello ANOVA basato sulle taglie medie degli individui ittiofagi e non ittiofagi dà una differenza significativa ($p=0,02593$), con taglie medie del primo e secondo gruppo rispettivamente di 31,39 cm e 21,93. Vengono discusse la marcata stenofagia e la scarsa tendenza all'ittiofagia, che suggeriscono una bassa capacità di *S. cettii* di esercitare un forte controllo top-down sulla comunità fluviale.

Introduction

Among the six species belonging to the genus *Salmo* living at present in Italian waters (Kottelat & Freyhof 2007), *Salmo cettii* (Rafinesque, 1810, previously *S. trutta macrostigma* Duméril 1858) still occurs in few sites with spot populations (mainly Central Italy Apennines, Sardinia and Sicily). *Salmo cettii* conservation status is evaluated as “critically endangered” by IUCN (www.iucn.it; Freyhof & Brooks 2011) being heavily compromised by water quality alteration, illegal fishing and wrong management of angling regulations (Zerunian 2002). For these reasons, a progressive and increasing decline affects the remaining Italian populations.

To successfully preserve a species, its biological features must be known as good as possible (Zerunian 2002, 2007). Despite the relevance of *S. cettii* as one of the mediterranean endemisms, its inclusion in Annex 2 of Habitat Directive (1992/43/CEE) and the actual reduction and fragmentation of its distribution area, the species' taxonomic position remained uncertain until recent years, with very few studies performed in the last decades (see AIIAD Final Document on Salmonids, Febr. 2013, www.aiiad.it); as a consequence, even biological characters such as reproductive strategy, feeding habits and dispersal features, essential for population managing and conservation, still remain quite unknown at present.

With the aim to contribute to a deeper knowledge of the basic biological traits of *S. cettii*, we investigated the feeding habits of a remnant *S. cettii* population living in the little stream Ninfa-Sisto (Central Italy), one of the two residual karstic spring systems inhabited by *S. cettii* in the whole peninsular country. Particularly, we pursued the main aims to describe the trophic spectrum of fishes, to understand their trophic strategy with respect to the available resources, and to clarify possible differentiations of niche related to age classes. Due to its particular conservation status, as well as to the low numbers of individuals occurring in the stream, the adoption of non invasive methods to perform this study has been considered as a priority, especially taking into consideration the significant spatial restraints and low-numbered assemblages often showed by salmonid fishes populations.

Species features

Phenotypical features of *S. cettii* are as follows (Gandolfi & Zerunian 1986; Zerunian 2004; Zaccara *et al.* 2005; Kottelat & Freyhof 2007):

(1) 9-13 parr marks on adults sides; (2) a large black preopercular mark; (3) smaller black marks near the operculum; (4) a side area with a dense concentration of small black spots posteriorly to pectoral fin; (5) a dark (brown) or grey margined adipose fin; (6) caudal fin markedly bi-lobed, with no spots on it; (7) 20-60 (smaller than the eye) black or red/dark brown spots along the body.

A good example of the trout aspect is reported in Figure 1.

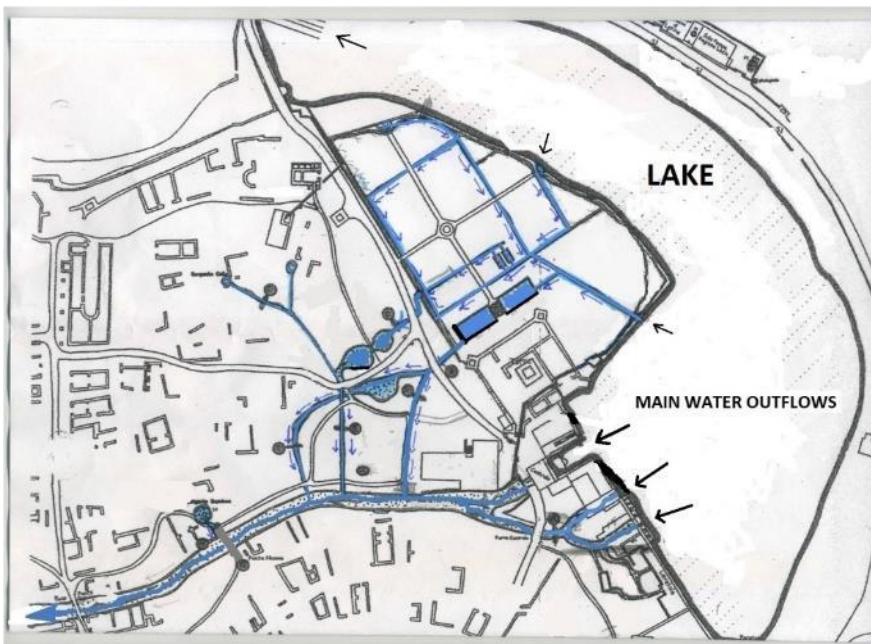


The suitable habitat of *S. cettii* is represented by lowland streams, often originating from karstic spring areas with water temperatures comprised between 10°C and 20°C, rich of submerged vegetation. This species spawns between January and March, on clean gravel/pebble beds.

Figure 1. Specimen of *S. cettii* with clear phenotypical features of this species.

Study area

The study area was located in Monumento Naturale Oasi di Ninfa (Central Italy, Latium, UTM 33T 41.582341, 12.955213). The area is comprised between Pontine Marshes and Lepino-Ausonic mountain complex. The high permeability of this fractured rocky complex produces almost 40 water springs at the base of the Lepino-Ausonic complex, some of them contributing to originate the Ninfa lake, a limnocratic system, enlarged in the Middle Age by means of a wall that lead the depth of the small original Ninfa lake up to a few meters. In ancient times, the water overflow was mainly utilized as working force for grindstones at the base of the wall. From the lake, the Ninfa stream gushes out and flows for a stretch of about 350 m across the Natural Monument, essentially an exotic botanical and archaeological garden. Inside this reserve an intricate network of small channels, streams and pools create a peculiar micro-hydrographic system (Figure 2), devoted both to ground and atmosphere wetting, and to enrich the landscape with pleasant water games. The whole water net is currently accessible to fishes, up to the lake. Out of the monument area, Ninfa stream flows for about 1300 m across a wilder territory (abundant riparian vegetation and trees canopy, natural submerged vegetation, trunks



and wooden branches fallen into the water) until it loses its salmonid-stream character. In this cool spring waters environment, a residual *S. cettii* population can complete its biological cycle. This population has never been studied before, with the exception of a recent DNA investigation, connected to the present study and still unpublished.

Figure 2. Map of the Stream Ninfa and its tributaries.

Other fish species living in the study area are: the stickleback *Gasterosteus gymnaurus* (Linnaeus, 1758); the european eel *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758); the South European roach *Rutilus rubilio* (Bonaparte, 1837); the brook lamprey *Lampetra planeri* (Bloch, 1784). More recently, significant amount of Italian chub *Squalius squalus* (Bonaparte, 1837), and to a lesser extent of *Carassius* sp., started to frequent the stream heads of Ninfa, without enter the micro-hydrographic network. The macrophytic community is mainly composed by *Potamogeton berchtoldii* (Fieber, 1838), *Potamogeton pectinatus* (Linnaeus, 1753), *Potamogeton nodosus* (Poiret, 1816), *Elodea canadensis* (Michx, 1803), *Berula erecta* ((Huds.) Coville, 1993) and *Apium* sp.

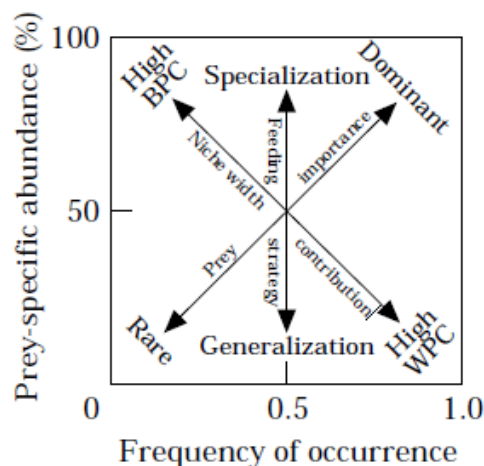
Material and methods

Fish collection

Fish were collected using pulsed D.C backpack electrofishing equipment (ELT60 IIGI, Scubla S.R.L.) in 5 different sessions: twice in July 2014, once in January, once in March and once in May 2015. On each sampling occasion, the stream stretch comprised in the Oasis and its little tributaries were all entirely swept. Every captured fish has been anesthetized by 2-phenoxyethanol, measured (total length), weighed and marked by inserting elastomers between fin rays. After that, every specimen was subjected to gastric lavage by inserting a small tube into the pharynx of the fish (Windell 1971; Sweka *et al.* 2004). Water flowed straight to the pharynx, causing the fish to regurgitate. The obtained stomach contents have been immediately put into test tubes with 10% formaldehyde. Afterwards, food items were identified under a stereomicroscope. Number of food items belonging to each prey category were counted and weighed (wet weight) by means of a Sartorius precision balance (accuracy 0.0001 grams).

Diet study

For the description of the diet, several indices were calculated: relative abundance of preys ($A_x = (\sum Sx / \sum St) \times 100$, where Sx is the number of stomachs with prey x and St the total stomach content of all stomachs in the entire sample), relative weight consumption ($W_x = (\sum Wx / \sum Wt) \times 100$, where Wx is the stomach content (weight) composed by prey x and Wt the total weight of all stomachs in the entire sample) and frequency of occurrence ($F_x = (\sum Sx / \sum S) \times 100$, where F_x is the frequency of occurrence of prey x in the stomachs, Sx number of fishes with prey x stomachs and S the total number of fishes caught). Importance of each prey category has been analyzed by calculating the IRI (Pinkas *et al.* 1972; Mohan & Sankaran 1988), Index of Relative Importance ($IRI = (Ax\% + Fx\%)(Wx\%)$, where $Ax\%$ is



relative abundance of prey x , Wx is the relative weight consumption of prey x , F_x is the frequency of occurrence of prey x in the stomachs. In addition, Relative Importance Index (George & Hadley 1979) was calculated ($RIx = AIx / \sum_1^n AI$, $AIx = (Ax\% + Fx\% + Wx\%)$, where RIx is the relative importance index of the prey x , AIx is the absolute importance of the prey x).

Figure 3. Modified Costello graph for the study of feeding strategy (from Amundsen *et al.* 1996)

Using indices considering data concerning relative abundance, frequency and weight can give a clear information about each prey importance (Berg 1979; Hyslop 1980). Trophic strategy of *Salmo cettii* was studied by the modified Costello (1990) graphical method (Amundsen *et al.* 1996; Sanchez-Hernandez & Cobo 2012), interpreted as in Figure 3.

In this method, the prey-specific abundance ($P_x = (\sum Sx / \sum St) \times 100$, where P_x is the prey-specific abundance of prey x , Sx the stomach content (volume, weight or number) comprised of prey x , and St the total stomach content in only those specimens with prey x in their stomach) was in y axis and was plotted against the frequency of occurrence (Fx) that was in x axis. According to Amundsen *et al.* (1996), the interpretation of the diagram (prey importance, feeding strategy and niche width) can be obtained by analyzing the distribution of points (relative to each prey category) along the diagonals and axes of the graph. In order to evaluate niche width, for each age class Shannon Index was calculated. In addition, to evaluate diet specialization, evenness index ($J = H' / H_{max}$, where H' is the observed diversity and H_{max} is the highest possible diversity) was used considering that values close to zero mean a stenophagous diet. In addition, it was verified whether ichthyophagy is a feature of older age classes. A generalized linear model (of *quasi poisson* family) was created with fish size (cm) as independent variable and number of fish preyed by trout as dependent variable. Furthermore this trait was also investigated by creating an ANOVA model to evaluate significant differences in size between ichthyophagous and non-ichthyophagous trout groups.

Results

During five electrofishing sessions, a total of 119 *S. cettii* specimens were collected in the Natural Monument area (Table I), that is, 350 m of Ninfa stretch, plus the micro-hydrographic net:

Table I. Specimens of *S. cettii* collected per sampling session.

Sampling date	July 4 2014	July 16 2014	Jan. 2015	March 2015	May 2015
N° of specimens	19	11	13	45	31

Overall, the specimens of *S. cettii* regurgitated 2552 food items, representing 29 different taxa at the taxonomic levels reported, for a total weight of 37.379 g. The most represented category was *Echinogammarus* sp. with 1379 individuals.

The Table II shows the number of individuals regurgitated, the weight consumption, the relative abundance (A), the frequency of occurrence (F) and the relative weight consumption (W) of each prey category. Moreover, IRI and RI importance indices are reported in the last two columns.

Clearly, *Echinogammarus* is the prey category with highest values of these indices.

As we can see (Figure 4), the plot of prey-specific abundance (A_i) and frequency of occurrence (F_i), showed that the only dominant prey category is represented by *Echinogammarus*.

Table II. Number of individuals regurgitated, their weight, Relative abundance (A%), Frequency of Occurrence (F%), Relative Weight (W%) concerning each prey category, IRI and RI indices values.

	Prey category	N° of indiv.	Weight (g)	Relative abundance % (A)	Frequency % (F)	Relative weight % (W)	IRI%	RI%
1	Planorbidae	1	0.0457	0.04%	0.84%	0.12%	<0.01%	<0.01
2	Lumbriculidae	8	0.0082	0.31%	3.37%	0.02%	<0.01%	1%
3	<i>Haemopsis</i> sp.	25	3.4125	0.98%	17.64%	9.13%	1.78%	3%
4	Viviparidae	45	0.307	1.76%	12.60%	0.82%	0.32%	6%
5	<i>Asellus</i> sp.	168	1.3336	6.58%	32.77%	3.57%	3.32%	9%
6	<i>Echinogammarus</i> sp.	1379	21.7589	54.07%	67.22%	58.21%	75.47%	35%
7	<i>Baetis</i> sp	224	0.807	8.78%	36.13%	2.16%	3.95%	9%
8	Hydropsychidae	62	1.7724	2.43%	21.00%	4.74%	1.51%	6%
9	Rhyacophilidae	23	0.7625	0.95%	10.08%	2.03%	0.3%	3%
10	Philopotamidae	1	0.046	0.04%	0.84%	0.12%	<0.01%	<0.01
11	Tricoptera cases	11	0.6606	0.43%	7.56%	1.77%	0.16%	2%
12	Elminthidae	3	0.1981	0.12%	2.52%	0.53%	<0.01%	<0.01
13	Helodidae	11	0.1373	0.43%	7.56%	0.37%	0.06%	1%
14	Nepidae	2	0.2099	0.08%	1.68%	0.56%	<0.01%	<0.01
15	<i>Notonecta</i> sp.	26	0.3311	0.90%	11.76%	0.89%	0.2%	3%
16	Unid. Chironomidae	1	0.0704	0.04%	0.84%	0.19%	<0.01%	<0.01
17	Chironomidae (pupa)	1	0.0024	0.04%	0.84%	0.01%	<0.01%	<0.01
18	Simuliidae	496	1.2458	19.45%	44.53%	3.29%	10.12%	13%
19	Unid. Diptera	8	0.0726	0.31%	5.88%	0.19%	<0.01%	1%
20	Salmonid eggs	2	0.1699	0.08%	1.68%	0.45%	<0.01%	1%
21	Unid. Hemiptera	2	0.0125	0.08%	1.68%	0.07%	<0.01%	1%
22	Unid. adult Insecta	7	0.3254	0.27%	1.68%	0.87%	<0.01%	1%
23	Formicidae	6	0.0282	0.24%	3.36%	0.18%	<0.01%	1%
24	Vespidae	6	0.0081	0.24%	3.36%	0.03%	<0.01%	1%
25	Termitidae	3	0.304	0.12%	1.68%	0.02%	<0.01%	1%
26	<i>Forficula</i> sp.	1	0.0261	0.04%	0.84%	0.07%	<0.01%	1%
27	Lycosidae	1	0.0687	0.04%	0.84%	1.96%	<0.01%	1%
28	Myriapoda	13	0.7328	0.51%	2.52%	0.81%	0.03%	2%
29	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	16	2.5215	0.62%	7.56%	6.74%	0.55%	3%

Simuliidae are located in the middle of the graph, so they can't be considered neither a dominant nor a rare prey category. The remaining prey category can all be considered as rare. Moreover, *Echinogammarus* seems to be the only category *Salmo cettii* is specialized on. In fact, its relative point is the only one located in the upper half of the graph. Conversely, the other preys can be considered as accessory. Furthermore, concerning WPC (Within Phenotype Component) and BPC (Between Phenotype Component), respectively representing a measure of heterogeneity in the individual and among all individuals diet, we can say that points disposition along the diagonal line going from bottom left to top right, shows that both components contribute to *S. cettii* population's niche width.

In order to evaluate any difference in feeding habits among age classes, they were determined comparing (for age classes 0+ to 4+) fish sizes to the ages of a lowland stream *Salmo trutta*

population (Borroni 1987; Marconato *et al.* 1990), the most similar situation with respect to the *S. cettii* habitat; increasing the size with regular increments (from 4+ to 9+) until the maximum sized specimen. Consequently, 9 age classes were obtained (Table III):

Figure 4. Feeding strategy diagram according to Amundsen *et al.* (1996). Taxa showing higher frequencies or specific abundances are indicated.

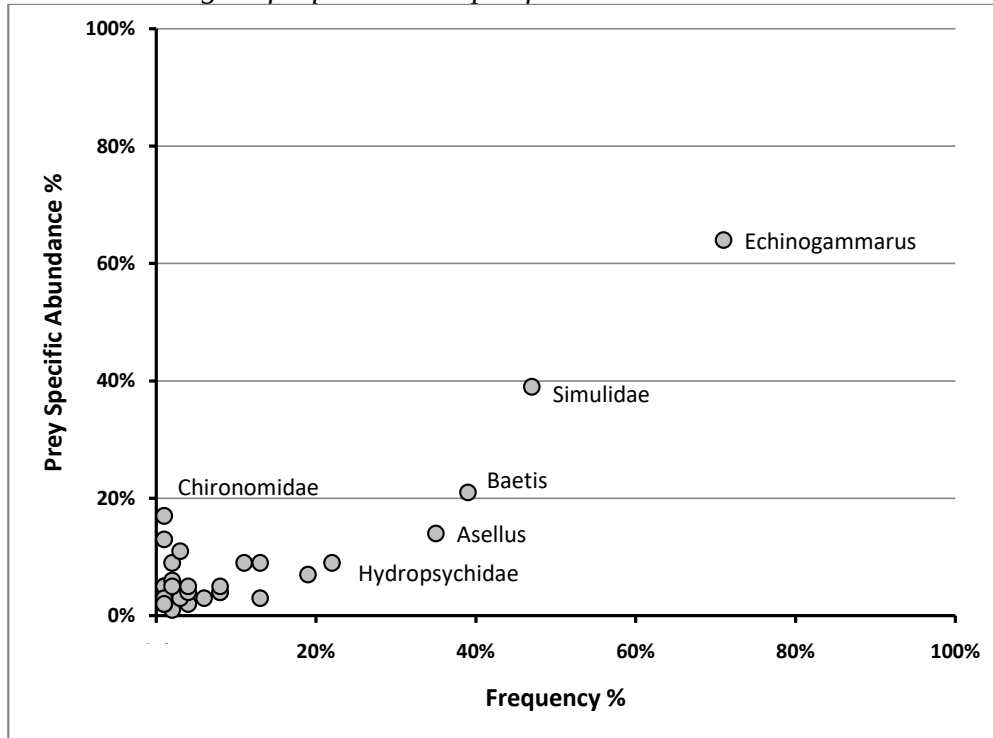


Table III. number of individuals belonging to each age class.
Age-length relationship was determined as described above.

Age class	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+
N° of individuals	12	33	23	15	6	2	4	9	10

The Shannon-Wiener and Evenness indices were calculated for every age class on the prey regurgitated. Results are shown in Table IV.

Table IV. Shannon-Wiener and Evenness indexes relative to each age class.

Age class	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+
Shannon-Wiener	0.47	0.83	0.72	0.65	0.22	0.62	0.18	0.29	0.26
Evenness	0.22	0.29	0.25	0.22	0.10	0.27	0.08	0.12	0.13

The Shannon-Wiener index values are quite low, ranging from 0.18 to 0.83, with relatively higher values in the younger age classes, as well as evenness values, quite low too, showing that *S. cettii* is a stenophagous fish.

The study of the relationship between size of trout and their ichthyophagy was conducted by the creation of a generalized linear model of *quasi* Poisson family. Even if not significant, it showed a probability of the existence of a relationship between the two variables ($p=0.0766$). The ANOVA model showed that medium size of piscivorous trouts and average sizes of non-piscivorous trouts were significantly different ($p=0.02593$). In fact the first group had a 31.39 cm mean size whereas the second one 21.93 cm.

Discussion

It's clear that *Echinogammarus* is the favorite prey of *S. cettii* in this stream system. This crustacean represented 67.22% of total amount of food items and had a 54.07% frequency in the stomachs. This prey also represented the 58.21% of the total weight of the analyzed stomach contents. Why to specialize at eating *Echinogammarus*? This amphipod is very nutritious: its nutritional value is high and its protein content reaches 42% of dry weight (Baeza-Rojano *et al.* 2013). On the other hand, this amphipod is largely available all over the year in the study area (Procacciante, pers. comm.), while other macroinvertebrate groups such as Plecoptera, Ephemeroptera and Trichoptera, usually common in salmonid stream and rivers (Fochetti *et al.* 2008), are lacking or little represented. Results of a benthos sampling session in March 2015, evidenced in three out of four sampling stations *Echinogammarus* was the most represented macroinvertebrate, reaching very high amounts of individuals (Table V), especially in densely vegetated bottom areas.

Table V. Results of a benthos sampling session in March 2015, in four different sampling stations.

Taxa	I	II	III	IV
<i>Baetis</i> sp.	153	38	56	115
Hydropsychidae	6	-	12	1
Rhyacophilidae	31	1	-	-
Simuliidae	49	-	15	1
Corixidae	-	-	-	1
<i>Echinogammarus</i> sp.	564	3	549	122
Asellidae	32	4	1	7
Viviparidae	21	26	24	21
Neritidae	-	-	1	-
Planorbidae	1	-	1	-
<i>Dugesia</i> sp.	8	-	-	-
<i>Haemopsis</i> sp.	10	-	2	1
Lumbriculidae	7	-	6	27

Sampling stations I and II were located in the micro-hydrographic system of the study area, station III in the stream stretch and station IV in an area interested by a slowdown of the water flow.

Also the values of the indices IRI and RI are characterized by small differences, except for the importance of *Echinogammarus*, Simuliidae, Asellus and *Baetis* in the diet of *S. cettii*. It is also evident how many values of these indices are lower than 0.01%, clarifying that those prey categories can be considered as accessory, and strictly occasional. Among them there are also salmonid eggs, regurgitated by two trouts caught on July 16th 2014, quite far from *S. cettii*'s spawning season. This event could be explained by two hypotheses: a) in Italy, the first half of Summer of 2014 has been interested by high rainfall patterns and temperatures lower than the season's average. This temperature decrease could have influenced hormonal activity in fishes, usually extended up to the end of April, maybe causing an extra-seasonal gonad maturation followed by a spawning phenomenon; b) perhaps those eggs were produced at the end of the spawning season but they didn't achieve a whole maturation, remaining in maternal reproductive structures without being re-adsorbed and subsequently eliminated. It is opportune to highlight that no other salmonid species lives in the studied area.

Ichthyophagy, as we saw, on average appears in older age classes and is seemingly exerted only on *Gasterosteus aculeatus*. Other fish species such as *Rutilus rubilio* and *Squalius squalus* have never been recorded in our samples, even if largely available, both as alevines, fry and juveniles, along the stream and in the little internal water courses. This led us to think that *S. cettii* in the Ninfa system does not naturally tend to fish predation, except for quite large individuals (such as 31.39 cm mean size), and then couldn't be able to perform a strong top-down control on the community, especially on cyprinids of the two mentioned species. This fact seems to be supported by the quick spreading out of some Cyprinids in these last years in several Italian water systems, also due to the general increase of seasonal mean water temperatures (Seminara & D'Orsi 2011). Moreover, high levels of cyprinids density, particularly the polyphagous Italian chub *S. squalus*, might lead to interspecific food competition with *S. cettii*, if not even an exclusion of this trout from its trophic niche. For this reason, in addition to other aspects an interesting next step of the research could regard the study of a potential niche overlap between these two species.

The analysis of diet *per* age classes evidenced the existence of diet differences between age classes. It showed how 4+, 6+, 7+ and 8+ values of Shannon-Wiener index are pretty low, whereas their values for 1+, 2+ and 3+ age classes are considerably higher. Moreover it is evident that 3 out of 9 age classes suffer an alarming poorness of specimens. Individuals from 4+, 5+ and 6+ age classes probably are the most angled, and also the most poached ones. Moreover, 4+ and 6+ age classes are also the ones with a less diversified diet. Most represented age classes, such as 1+ and 2+, are the ones with a wider trophic spectrum just like to suggest how juveniles, undergoing an high intraspecific competition level, are stimulated to feed on many different trophic sources. These observations could prove that an higher number of individuals, eventually introduced through supportive breeding, could contribute to increase the niche width also of major age classes.

Both evenness index values between age classes and Amundsen graphical analysis show again how *S. cettii* is specialized on *Echinogammarus* and how other preys are accessory.

Terrestrial preys like Termitidae, Vespidae, Formicidae, Lycosidae, *Forficula* and Hemiptera also contribute to this fish diet when they accidentally fall into water.

To conclude, some of the results found in this study could hopefully be useful to achieve the conservation of this species. In fact, since a marked stenophagy on *Echinogammarus* was evidenced, we hypothesize that, if this amphipod would suffer a sudden decrease or density impoverishment (due to natural or anthropogenic causes), the studied population could be negatively affected; at the same time it's been evidenced as an increasing competition by newly settled in cyprinids, not controlled by an efficient predation by trouts, inevitably could lead to their strong numerical reduction, if not to local extinction.

Acknowledgements

We wish to thank the Direction of Monumento Naturale Oasi di Ninfa, F. Marignetti with all members of his Association "Friends of *Salmo trutta macrostigma*" and P. Cosmi, for the valuable help to field activities and operative suggestions.

References

- Amundsen P.A., Gabler H.M., Staldvik F.J. (1996). A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data – modification of the Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology* 48, 607–614.
- Baeza-Rojano E., Hachero-Cruzado I., Guerra-Garcia J. M. (2014). Nutritional analysis of freshwater and marine amphipods from the Strait of Gibraltar and potential aquaculture applications. *Journal of Sea Research* 85, 29–36.

- Berg J. (1979). Discussion of methods of investigating the food of fishes with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiomus flavescens*. *Marine Biology*. 50, 263-273.
- Borroni I. (1987). La popolazione di trote *Salmo trutta* (L.) del torrente Perticara (appennino modenese): osservazioni preliminari. Atti II Conv. Ass. Ita. Ittiologi Acque Dolci, Torino, p. 73-84.
- Costello M.J. (1990). Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology* 36, 261–263.
- Fochetti R., Argano R., Tierno de Figueroa J.M. (2008). Feeding ecology of various age-classes of brown trout in River Nera, Central Italy. *Belgian Journal of Zoology* 138, 128–131.
- Freyhof J., Brooks E. (2011). European Red List of Freshwater Fishes. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Gandolfi G., Zerunian S. (1986). Caratteri morfometrici e meristici delle trote del Lago di Posta Fibreno. *Boll. Zool.*, 53 (Suppl.): 97.
- George E.L., Hadley W.F. (1979). Food and habitat partitioning between rock bass (*Ambloplites rupestris*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) young of the year. *Trans. Am. Fish. Soc.* 108(3), 253-261
- Hyslop E.J. (1980). Stomach contents analysis-a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*. 17, 411-429.
- Kottelat M., Freyhof J. (2007). Handbook of European freshwater fishes. Cornol, Switzerland: Publications Kottelat.
- Marconato A., Marconato E., Salviati S., Maio G (1990). La carta ittica della provincia di Vicenza. Zona montana. Provincia di Vicenza, Assessorato Pesca, 125 pp.
- Mohan M. V., Sankaran T. M. (1988). Two new indices for stomach content analysis of fishes. *Journal of Fish Biology* 33, 289–292.
- Pinkas L., Oliphant M. S., Iverson I. L. K. (1972). *Food Habits of Albacore, Bluefin Tuna, and Bonito In California Waters*. State of California, the Resources Agency, Departement of Fish and Game. Fish Bulletin 152.
- Sanchez-Hernandez J., Cobo F. (2012). Summer differences in behavioural feeding habits and use of feeding habitat among brown trout (*Pisces*) age classes in a temperate area. *Italian Journal of Zoology*, 79(3), 468-478.
- Seminara M., D’Orsi A. (2011). Recent changes in fish assemblages of a lentic-lotic system in Central Italy (Lake Posta Fibreno, Latium), with remarks on salmonids situation. *Studi Trentini Di Scienze Naturali – Acta Biologica*, 88, 37-44.
- Sweka J.A., Cox M. K., Hartman K.J. (2004). Gastric evacuation rates of brook trout. *Transactions of American Fisheries Society* 133, 204-210.
- Windell J. T. (1971). Food analysis and rate of digestion. In *Methods for Assessments of Fish Production in Fresh Waters*, 2nd edition, (W. E. Ricker, ed.), pp. 215-226.
- Zaccara S., Trasforini S., Antognazza C. M., Puzzi C., Britton J. R., Crosa G. (2015). Morphological and genetic characterization of Sardinian trout *Salmo cettii* (Rafinesque, 1810) and their conservation implications. *Hydrobiologia* 760, 205-223.
- Zerunian S. (2002). *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole, 220 pp.
- Zerunian S. (2004). Pesci delle acque interne d’Italia. Ministero dell’Ambiente e Istituto Nazionale Fauna Selvatica, *Quaderni Conservazione Natura* n. 20, 257 pp. + CD.
- Zerunian S. (2007). Problematiche di conservazione dei Pesci d’acqua dolce italiani. *Biologia Ambientale*, 21 (2), 49-55.

CONDITION INDEX (FCF) COME STRUMENTO PER LA GESTIONE E LA CONSERVAZIONE DI *AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES* COMPLEX

CONSIDERING THE CONDITION INDEX OF POPULATIONS FOR THE CONSERVATION AND MANAGEMENT OF *AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES* COMPLEX

GIANLUCA FEA¹, DANIELA GHIA¹, ROBERTO SACCHI¹

1. Dipartimento di Scienza della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia, Italia, Via Taramelli 24, 27100 Pavia. *Corresponding author: gianluca.fea@unipv.it

Parole chiave: Fulton's Condition Factor, *Austropotamobius pallipes*, conservation and management

Keywords: Fattore di Condizione di Fulton, *Austropotamobius pallipes*, conservazione e gestione

Riassunto

Le popolazioni di *Austropotamobius pallipes* complex negli ultimi decenni hanno subito un notevole decremento in tutta Europa. Anche in Italia la specie ha subito un declino delle popolazioni che spesso risultano isolate e frammentate. Questa rarefazione è dovuta principalmente al degrado ambientale e all'introduzione di specie alloctone. Proprio per questo motivo negli ultimi anni sono stati attivati molti progetti nazionali e internazionali per la conservazione di *A. pallipes*. Progetti che prevedono la gestione della specie sia *in situ* sia *ex situ* con l'avvio di allevamenti e la successiva semina del novellame. Sta diventando, quindi, sempre più importante poter selezionare le popolazioni da cui prelevare i riproduttori, che siano consistenti e che garantiscano una fitness riproduttiva in grado di fornire il maggior numero di giovani da reintrodurre. Lo scopo di questo lavoro è stato di valutare lo stato di salute dei gamberi di 20 popolazioni provenienti da corsi d'acqua pre-alpini della Lombardia; attraverso l'analisi dell'indice di condizione (Fulton's Condition Factor FCF). Durante gli anni dal 2006 al 2014 sono stati campionati 1024 riproduttori di cui 644 femmine 380 maschi (lunghezza totale media $\pm$ dev std = 76,52 mm $\pm$ 8,82 e 76,91 mm $\pm$ 10,34). Inoltre a maggio di ogni anno è stata rilevata la fecondità delle femmine (303 femmine totali), valutando il numero di uova che avevano adese all'addome e mettendolo in relazione al FCF. Sono state rilevate differenze nel FCF tra le popolazioni e tra i sessi. Questo indice non sembra fornire indicazioni sulla specifica fecondità delle femmine, ma piuttosto fornisce un'indicazione dello stato di salute degli animali di una popolazione.

Abstract

Over the last decades, the populations of *Austropotamobius pallipes* complex have hardly decreased all over Europe. The species has shown considerable fragmentation and decline in Italy as well, mainly due to the influence of the habitat degradation and the introduction of non-indigenous species. Many management projects have been conducted to conserve threatened populations of native crayfish in most European countries. The reintroduction of native crayfish is a crucial part of management and conservation strategies of the species. Therefore assessing the crayfish body conditions is fundamental to identify which populations are suitable for reintroductions and for rearing centers. This study aims to investigate the condition index of 20

populations located in streams of the northern Italy (Lombardy Alps). During the autumns we collected 1024 reproductive crayfish, 644 females and 380 males (average total length $\pm$ std dev = 76.52 mm $\pm$ 8.82 and 76.91 mm $\pm$ 10.34). We found differences among populations and sexes. Additionally we compared the condition index of 303 females with their fecundity.

Introduzione

Le popolazioni di *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) negli ultimi decenni hanno subito un notevole declino in tutta Europa (Souty-Grosset *et al.* 2006, Holdich *et al.* 2009) da imputarsi, nella maggior parte dei casi, all'azione diretta dell'uomo che ha prodotto la perdita di habitat, deterioramento della qualità delle acque, ma soprattutto all'introduzione di specie alloctone (Gherardi 2006, Gherardi *et al.* 2013). Anche in Italia le popolazioni di *A. pallipes* complex sono in costante declino (Nardi *et al.* 2005, Scalici *et al.* 2009, Aquiloni *et al.* 2010), sovente confinate nelle aree appenniniche o pedemontane (Favaro *et al.* 2011, Ghia *et al.* 2013). Per questi motivi la specie è elencata nella Direttiva Habitat (Allegato II e V) oltre ad avere lo status di "endangered" dalla IUCN (Füreder *et al.* 2010). Per arginare questo costante declino molti progetti europei e nazionali sono stati avviati negli ultimi anni, per gestire e conservare le specie autoctone di gamberi. Grazie alle esperienze maturate in questi anni sono state redatte alcune linee guida per definire i criteri con cui effettuare le reintroduzioni, le azioni di riqualificazione ambientale e come realizzare e avviare centri di allevamento (Schulz *et al.* 2002, Souty Grosset & Reynolds 2009; Kozák *et al.* 2011). Molta attenzione viene richiesta nella selezione delle popolazioni da cui prelevare i riproduttori. Tali popolazioni devono essere monitorate per avere una valutazione d'abbondanza, per controllare che siano prive di patologie (Souty Grosset & Reynolds 2009) e per valutare a quale unità tassonomica appartengono e quindi in quali aree possono essere reintrodotte (Bernini *et al.* 2016). Diventa sempre più importante poter riconoscere e distinguere le popolazioni che siano in buono stato di salute e che possano fornire una buona capacità riproduttiva sia nelle azioni di reintroduzione che di allevamento.

Lo scopo del nostro lavoro è stato quello di testare l'indice di condizione (Fulton's Condition Factor FCF), utilizzato da Streissl & Hödl (2002) e da Maguire & Klobucar (2011), per valutare se potesse fornire indicazioni riguardo lo stato di salute delle popolazioni e se fosse in grado di valutare la fitness riproduttiva delle femmine. Ovvero se potesse rappresentare un indice di valutazione sullo stato di salute di una popolazione e quindi essere un buon strumento gestionale nella selezione delle popolazioni e dei singoli animali.

Materiali e metodi

Abbiamo valutato il condition index per *A. pallipes* complex di alcune popolazioni studiate in parte durante lo svolgimento di due progetti LIFE Riqualificazione della biocenosi in Valvestino Corno della Marogna 2 (LIFE03 NAT/IT/000147) e CRAINat (LIFE+ 08 NAT/IT/000352). Tutti gli animali provenivano da 20 corsi d'acqua distribuiti lungo l'arco Alpino nella fascia pedemontana della Regione Lombardia. I campionamenti sono avvenuti nei mesi di settembre e ottobre in 9 anni tra il 2006 e il 2014. I corsi d'acqua avevano caratteristiche tali da permettere la cattura alla mano durante la notte con l'ausilio di apposite fonti luminose (Peay 2003). Gli animali, tutti riproduttivi, sono stati usati nei centri di allevamento di Prabione comune di Tignale (BS) e di Prim'Alpe in comune di Canzo (CO) per produrre novellame da reintrodurre successivamente nei corsi identificati. Tutti gli animali sono stati sessati, misurati in lunghezza totale (TL = dalla punta del rostrum alla coda del telson, in cm con precisione $\pm$ 1 mm) e pesati (W, in g con precisione $\pm$ 0,5 g). Tutti i gamberi finito il ciclo riproduttivo sono stati riportati nei corsi d'origine. Nel mese di maggio veniva effettuato un controllo delle femmine ovigere valutando quelle che avevano perso le uova (uova=0) quelle che avevano da una a circa 10 uova (uova=1), quelle che avevano da 10 a 30 uova (uova=2) e quelle che

avevano più di 30 uova (uova=3). Il Fulton's Condition Factor è stato calcolato come in Streissl & Hödl (2002): $FCF = W/TL^3$. Per valutare la variazione del FCF tra i sessi degli animali e tra i corsi di origine è stato applicato un modello lineare (GLMM dove il sesso e i corsi di origine rappresentano i fattori indipendenti verso FCF), abbiamo effettuato un *t*-test, per confrontare FCF delle femmine che avevano le uova e quelle che le avevano perse, mentre per valutare se vi fosse una correlazione tra la variazione del FCF e il numero di uova è stato fatto un test di correlazione di Spearman raggruppando il numero di uova in ranghi come descritto precedentemente (uova= 1,2,3) Tutte le analisi statistiche (analisi descrittive, *t*-test, test di Spearman) sono state effettuate usando R Project for Statistical Computing.

Risultati

Abbiamo campionato 1024 gamberi, da 20 popolazioni ripartiti come mostrato nella tabella I, di cui 644 femmine (LT media $\pm$ dev std = 75.88 mm $\pm$ 8.25) e 380 maschi (LT = 76.45 mm $\pm$ 9.33). Nei nove anni di gestione degli allevamenti è stato possibile valutare lo stato di fecondità di 303 femmine nel mese di maggio.

Tabella I. Numero di animali catturati nei differenti corsi d'acqua

Corsi di provenienza	f	m	Totale
Aer	33	12	45
Agna	75	65	140
Ambriola	25	12	37
Bg	11	6	17
Campiglio	61	24	85
Candalino	28	33	61
Cariole	29	11	40
Carso	10	3	13
Cavalletto	66	45	111
Cosia	3	6	9
Foce	52	17	69
Gandaloglio	34	24	58
Gianech	12	19	31
Giongo	24	22	46
Ponticelli	9	2	11
Posall	16	7	23
Roncara	7	1	8
Toscolano	46	32	78
Vertova	18	8	26
Vincerino	85	31	116
Totale	644	380	1024

FCF è risultato significativamente differente tra i sessi ($F = 1420$; g.l. = 1, 1098; $p < 0.001$) e anche tra i 20 corsi di provenienza dei gamberi ($F = 7.95$; g.l. = 20, 1098; $p < 0.001$). Queste differenze sono descritte nella Figura 1.

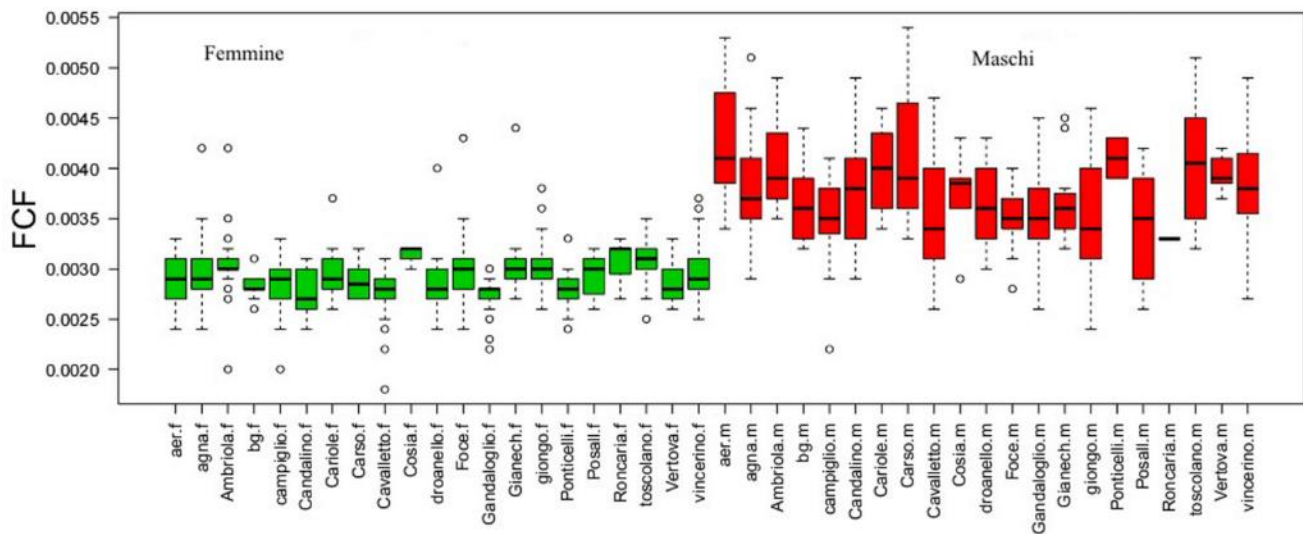


Figura 1. BOX-PLOT FCF dei maschi e delle femmine nei differenti corsi d'origine. Nel Box Plot sono riportati i valori dei quartili (Q1 a Q3) con la mediana nella scatola; il baffo ha lunghezza pari a 1.5 volte l'altezza della scatola, data dalla distanza tra Q3 e Q1; in alcuni casi è inferiore ai casi estremi segnati con un circolino.

I maschi e le femmine risultano differenti anche tra le popolazioni ($F = 4.1095$; d.f. = 20, 1098; $p < 0.001$), con i maschi che mostrano una distribuzione dei valori di FCF più elevati rispetto alle femmine (Figura 2).

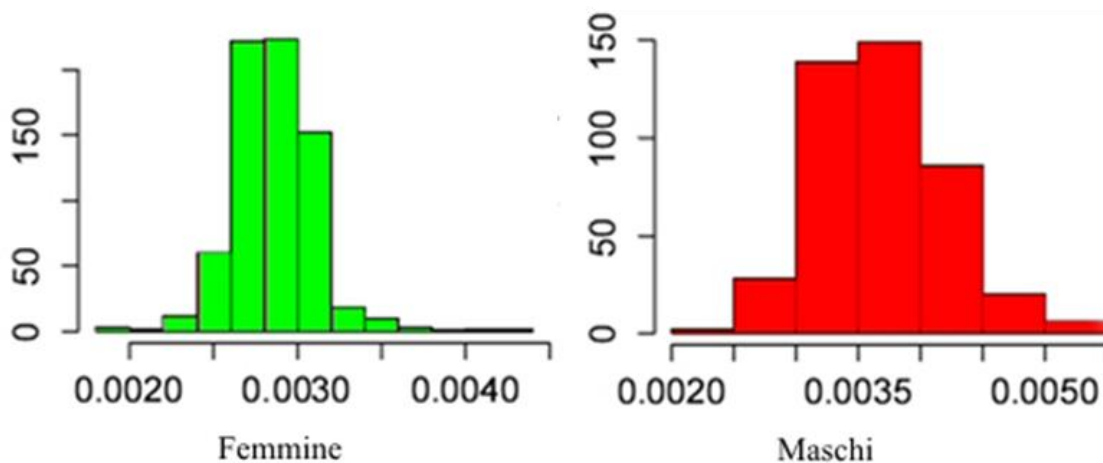


Figura 2. Frequenza di FCF nei sessi

Non è stata rilevata alcuna correlazione tra FCF e il numero di uova ($\rho = 0.096$; $p = 0.097$), anche il t -test non ha individuato differenze significative tra FCF delle femmine con uova e senza uova ($t = 1.663$; g.l. = 295; $p = 0.096$), graficamente descritta nella Figura 3.

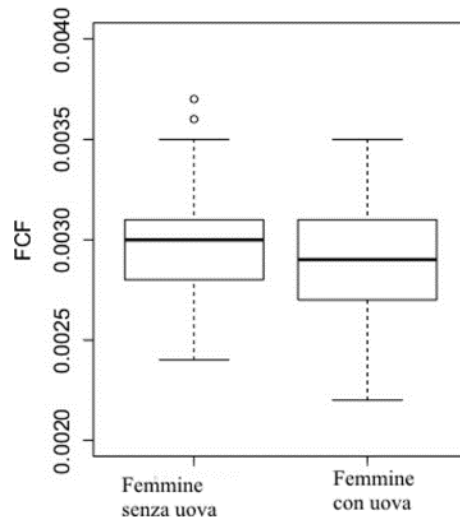


Figura 3. FCF delle femmine senza e con le uova

Discussione

L'indice di condizione FCF è significativamente più elevato nei maschi rispetto alle femmine: una situazione analoga è stata riscontrata anche in altri lavori (Streissl & Hödl, 2002, Maguire & Klobučar 2011). Nel nostro studio questa differenza è evidente perché gli animali analizzati erano tutti riproduttivi. Infatti le femmine, una volta raggiunta la maturità sessuale, spendono risorse nella produzione delle uova che non possono impiegare come i maschi nella crescita, inoltre la differente crescita somatica tra maschi e femmine con chela più grossa per i primi e addome più largo per le seconde aumenta le differenze nel FCF (Streissl & Hödl, 2002). Il FCF tende a variare a seconda del periodo dell'anno all'interno della popolazione con un rallentamento nella crescita durante il periodo estivo (Streissl & Hödl, 2002), nel nostro studio abbiamo rilevato una grossa variabilità tra le popolazioni sebbene gli animali siano stati catturati tutti tra i mesi di settembre ed ottobre, quindi è da escludere che questa variabilità sia da attribuire alla stagionalità. E' probabile che le differenze di FCF tra le popolazioni possano dipendere dalla disponibilità trofica (Maguire *et al.* 2002) oppure da forme di disturbo anche di carattere antropico come discusso in Maguire & Klobučar (2011). Non è da escludere che tali differenze siano imputabili a variabili specifiche dei corsi d'acqua che pur essendo in un'area geografica relativamente limitata, fascia pedemontana delle Alpi lombarde, possono mostrare intervalli di temperatura diversi. Infatti FCF è influenzato dal regime termico che determina gli eventi di muta durante i quali si verifica una variazione del FCF (Lindquist & Lahti 1983). Inoltre FCF può dipendere anche dalle dimensioni degli animali, sebbene nel nostro caso gli animali fossero tutti sessualmente maturi quindi con una ridotta variabilità dimensionale (tutti superiori ai 6 cm con una deviazione standard inferiore a 1 cm), per questo motivo tale variabile non dovrebbe influenzare FCF come discusso in Maguire & Klobučar (2011) dove trattano separatamente gli animali sessualmente maturi da quelli non maturi.

Non sono state rilevate differenze di FCF né tra la quantità di uova che le femmine avevano a maggio né tra le femmine che avevano le uova e coloro che invece le avevano perse durante l'incubazione invernale; l'indice non sembra essere in grado di fornire un'indicazione sulla fecondità delle femmine, anche se ulteriori approfondimenti in questo senso dovrebbero essere portati avanti.

Conclusioni

Il Fulton's Condition Factor sembra fornire indicazioni sulla condizione fisiologica degli animali che varia sia in relazione alla stagione sia in relazione alle caratteristiche dell'habitat. Può essere considerato come un indicatore dello stato di salute di una popolazione, infatti bassi

valori di FCF possono dipendere da fattori di stress ambientali. Popolazioni che hanno bassi indici di FCF dovrebbero essere monitorate per valutarne lo stato di salute ed eventualmente individuare i fattori di stress. Questo indice può rappresentare uno strumento gestionale per individuare le popolazioni da cui prendere gli animali per piani di gestione che prevedano sia azioni di reintroduzione sia per allevamento. Non sembra fornire indicazioni sullo stato di salute del singolo animale e neppure sulla capacità riproduttiva.

Ringraziamenti

Il presente studio è stato in parte finanziato con progetti LIFE “Riqualificazione della biocenosi in Valvestino Corno della Marogna 2” (LIFE03 NAT/IT/000147) e CRAINat (LIFE+ 08 NAT/IT/000352)

Bibliografia

- Aquiloni L., Tricarico E., Gherardi F. (2010). Crayfish in Italy: distribution, threats and management. *International Aquatic Research* 2, 1–14.
- Bernini G., Bellati A., Pellegrino I., Negri A., Ghia D., Fea G., Sacchi R., Nardi P.A., Fasola M., Galeotti P. (2016). Complexity of biogeographic pattern in the endangered crayfish *Austropotamobius italicus* in northern Italy: molecular insights of conservation concern. *Conservation Genetics* 17 (1), 141–154.
- Favaro L., Tirelli T., Pessani D. (2011). Modelling habitat requirements of white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) using support vector machines, *Knowledge and management of aquatic ecosystems*, 21, 401.
- Fureder L., Gherardi F., Holdich D.M., Reynolds J., Sibley P.J., SouthyGrosset C. (2010). *Austropotamobius pallipes*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <http://www.iucnredlist.org>. Accessed 22 Oct 2014.
- Gherardi F. (2006). Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 39, 175–191.
- Gherardi F., Coignet A., Souty-Grosset C., Spigoli D., Aquiloni L. (2013). Climate warming and the agonistic behavior of invasive crayfishes in Europe. *Freshwater Biology* 58, 1958–1967.
- Ghia D., Fea G., Sacchi R., Di Renzo G., Garozzo P., Marrone M., Piccoli F., Porfirio S., Santillo D., Salvatore B., Scoccia M., Di Francesco M., Fracassi G., Comini B., Pagliani T., Nardi P.A. (2013). Modelling environmental niche for the endangered crayfish *Austropotamobius pallipes* complex in northern and central Italy. *Freshwater Crayfish* 19, 189–195.
- Holdich D.M., Reynolds D.J., Souty-Grosset C., Sibley P.J. (2009). A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 11, 394–395.
- Kozak P., Füreder L., Kouba A., Reynolds J.D., Souty Grosset C. (2011). Current conservation strategies for European crayfish. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 01, 401.
- Lindquist O.V. & Lahti E. (1983). On the sexual dimorphism and condition index in the crayfish, *Astacus astacus* L. in Finland. *Freshwater Crayfish* 5, 3–11.
- Maguire I., Erben R., Klobucar G., Lajtner J. (2002). Year cycle of *Austropotamobius torrentium* (Schrank) in streams on Medvednica mountain (Croatia). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 367, 943–959.
- Maguire I. & Klobučar G. (2011). Size structure, maturity size, growth and condition index of stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) in North-West Croatia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 12, 401.

- Nardi P.A., Bernini F., Bo T., Bonardi A., Fea G., Ghia D., Negri A., Razzetti E., Rossi S., Spairani M. (2005). Status of *Austropotamobius pallipes* complex in the watercourses of the Alessandria province (N-W Italy). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 376–377, 585–598.
- Peay S. (2003). Monitoring the White-clawed Crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No. 1*, English Nature, Peterborough.
- Schulz R., Stucki T., Souty-Grosset C. (2002). Management: reintroductions and restocking. Roundtable Session 4A. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 367, 917–922.
- Souty-Grosset C., Holdich D., Noël P., Reynolds J. and Haffner P. (2006). Atlas of crayfish in Europe, *Patrimoines naturels*, 64, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, pp.187.
- Souty-Grosset C. & Reynolds J.D. (2009). Current ideas on methodological approaches in European crayfish conservation and restocking procedures. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 01, 394-395.
- Scalici M., Pitzalis M., Gibertini G. (2009). Crayfish distribution updating in central Italy. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 1-6, 394–395.
- Streissl F. & Hödl W. (2002). Growth, morphometrics, size at maturity, sexual dimorphism and condition index of *Austropotamobius torrentium* Schrank. *Hydrobiologia* 477, 201–208.

INTERVENTI DI RIPOPOLAMENTO DELLA SPECIE AUTOCTONA *SALMO CETTII* RAFINESQUE, 1810 NEL RIO ERMOLINUS E COSTRUZIONE DI UN MODELLO PREVISIONALE DEMOGRAFICO

REPOPULATION ACTIONS OF THE AUTOCHTHONOUS SPECIES *SALMO CETTI* RAFINESQUE, 1810 IN THE ERMOLINUS STREAM AND SET UP OF A DEMOGRAPHIC FORECAST MODEL

ANDREA SABATINI^{1*}, MARIA VALENTINA CANI¹, GIACOMO FRAU¹, CINZIA PODDA¹, DIONIGI SECCI², FRANCESCO PALMAS¹

1. Università degli Studi di Cagliari. Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente – Via Tommaso Fiorelli n. 1 – 09126 Cagliari (CA). *Corresponding author: Tel. 070.675.8084/ fax 070.6758022. E-mail address: asabati@unica.it

2. Agenzia FoReSTAS

Parole chiave: *Salmo cettii*, dinamica di popolazione, capacità portante, ripristino

Keywords: *Salmo cettii*, population dynamic, carrying capacity, restoration

Riassunto

La trota sarda è l'unico salmonide nativo della Sardegna. In accordo con l'Allegato II della Direttiva Habitat 92/43/CEE, è essenziale la designazione di zone speciali di conservazione (ZPS). Per la sua attuazione una serie di progetti pilota sono stati portati avanti e finanziati dalla Regione Autonoma della Sardegna (Rep. D.G. Ambiente n.22001-1/4 10 2013).

Questo lavoro riporta i primi risultati della reintroduzione della forma nativa di trota sarda e costruzione di un modello di dinamica di popolazione. Dieci anni di attività di campionamento nel torrente Ermolinus (Bacino del Flumendosa, Sardegna) assieme a due azioni di eradicazione sono stati essenziali per definire la capacità portante del sistema (900 individui e 27751 g in due km di torrente). Il ripopolamento, condotto in 2 anni (2014-2015) utilizzando trote adulte (riproduttori), ci ha permesso di registrare la presenza di reclute (0+) a partire dal primo anno di campionamento (2015). Considerando sia il tasso di sopravvivenza del 60% che un tasso riproduttivo di 3.2 ± 1 , stimati sulla base delle attività di campionamento, è stato possibile seguire l'evoluzione delle corti di età nel tempo. Il modello ha mostrato il raggiungimento dell'*optimum* ecologico, scaturito dal calcolo della capacità portante, in soli 5 anni. Il modello potrebbe seguire alcuni cambiamenti sulla base dei nuovi campionamenti considerando gli effetti di competizione intraspecifica attualmente non valutabili. Anche se la sua applicazione in altri bacini idrografici richiede la ridefinizione dei parametri biologici, in conseguenza di differenti condizioni ambientali, questo modello rappresenta il primo tentativo di modellizzazione demografica per la trota nativa della Sardegna.

Abstract

The Sardinian trout is the only native salmonid of the Sardinia. In accordance with Annex II of the Habitats Directive 92/43/CEE, is necessary to design special conservation zones (SCZ). For its implementation pilot projects have been conducted financed by the Autonomous Region of Sardinia (Rep. D.G. Ambiente n.22001-1/4 10 2013).

This paper reports the first results of the reintroduction of the native form of Sardinian trout and the set-up of a population dynamics model. Ten year of sampling activities in the Ermolinus

stream (Flumendosa Basin, Sardinia) together with two eradication actions have been essential to define the carrying capacity of the system (900 individuals and 27751 g in 2 km of stream). The restocking, carried out in 2 years (2014-2015) with adult's trout (spawners), allowed us to record the presence of recruits (0^+) since the first year of sampling (2015). Considering both survival rate of 60% and reproduction of 3.2 ± 1 , estimated on the base of sampling activities, it was possible to follow the evolution of the age cohorts during the time. The model showed the attainment of the ecological *optimum*, due to the carrying capacity, in only 5 years. The model may undergo some changes due to the future samplings considering the intra-specific competition's effects not evaluable at this time. Even if the application in other watersheds requires the redefinition of the biological parameters, in consequence of the different environmental conditions, this model represents the first attempt of demographic modelling for the native Sardinian trout.

Introduzione

La trota sarda (*Salmo cettii* Rafinesque, 1810) rappresenta l'unico salmonide nativo della Sardegna (Massidda, 1995). Il degrado di numerosi corsi d'acqua, l'intensa attività di prelievo, uniti a una gestione incontrollata delle introduzioni di trote di origine alloctona, hanno prodotto a partire dai primi anni '60, il depauperamento e l'alterazione degli stock nativi (Massidda, 1995). Attualmente in Sardegna la trota autoctona è rinvenibile in pochissimi distretti, nei quali è confinata nelle aree montane dei corsi d'acqua (Massidda *et al.* 1996; Sabatini *et al.* 2009, 2011).

A causa della progressiva rarefazione della popolazione, la trota sarda è inserita nell'allegato II della Direttiva Habitat 92/43/CEE tra “le specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione” (ZSC). Essa è inoltre soggetta a divieto di pesca su tutto il territorio regionale (Decreto dell'Assessore della Difesa dell'Ambiente 10.05.1995 N.412). Inoltre, *S. cettii* è presente nella Lista Rossa della IUCN (International Union for the Conservation of Nature) sotto la categoria di minaccia “Pericolo Critico” (CR) (IUCN, 2013).

Per contrastare questo costante declino è stato necessario attuare progetti sperimentali finalizzati al recupero della forma autoctona caratterizzata geneticamente all'interno del territorio sardo, promossi dalla Regione Autonoma della Sardegna “Tutela della trota sarda (*Salmo cettii*) specie autoctona della Sardegna a grave pericolo di estinzione” (Rep. D.G. Ambiente n.22001-1/4 10 2013).

Per la sperimentazione inerente la reintroduzione della specie con individui puri caratterizzati geneticamente (Sabatini *et al.* 2006, 2011) è stato scelto il Rio Ermolinus (Bacino idrografico del Flumendosa, Sardegna). Questo rappresenta un sito a vocazione salmonicola, in cui storicamente erano presenti popolazioni di trota sarda (Sabatini *et al.* 2009). Sulla base dei campionamenti eseguiti tra il 2007 e il 2009 sono state ottenute le prime informazioni sulle popolazioni a salmonidi del fiume investigato (Sabatini *et al.* 2014). Le analisi genetiche condotte sul DNA mitocondriale e gene nucleare LDH-C1* (Bernatchez *et al.*, 1992; Bernatchez, 2001; McMeel *et al.* 2001), evidenziavano una popolazione eterogenea con un alto tasso di ibridazione (65%) e alta percentuale di forme di trota non nativa (29%) (Sabatini *et al.* 2009). Tra le varie metodiche impiegate per il recupero delle popolazioni native è stato scelto di installare una barriera elettrica (Avenetti *et al.* 2006; Araguas *et al.* 2009), finalizzata all'isolamento di 2 km di fiume dalla risorgiva, con l'intento di creare un rifugio genetico per la reintroduzione delle forme native di trota sarda utilizzando individui certificati geneticamente provenienti dal centro ittiogenico di Sadali (CA). Tutte le informazioni raccolte nelle varie fasi del progetto hanno permesso di sviluppare un modello quantitativo di dinamica di popolazione (Armstrong *et al.* 2012) specifico per la reintroduzione della trota sarda, ottenendo informazioni sul raggiungimento dell'equilibrio demografico, regolato dalla capacità portante del sistema.

Materiali e metodi

Il Rio Ermolinus (Sardegna, Italia) è un affluente superiore del bacino idrografico del fiume Flumendosa (39°52' N - 9°23' E). Il corso d'acqua è caratterizzato da un'elevata ossigenazione delle acque, moderata velocità di flusso e presenza di cascate, salti e pozze naturali. Il letto del fiume è composto per il 50% da ghiaia, 30% ciottoli e 20% massi; la larghezza dell'alveo bagnato varia tra 1 e 5 m, mentre la profondità varia tra 0.10 e 1.80 m. Un tratto di 2 Km del fiume, a partire dalla sorgente, è stato isolato mediante l'impiego di una barriera elettrica anti-risalita (Sabatini *et al.*, 2014) (Figura 1).

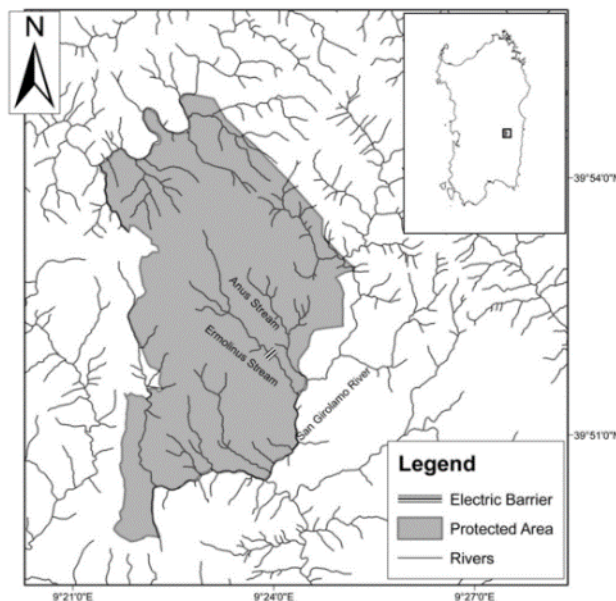


Figura 1. Area di studio: individuazione del fiume all'interno dell'area protetta e localizzazione della barriera elettrica (Da Sabatini *et al.* 2014).

L'area di intervento, compresa tra 839 e 981 m s.l.m., suddivisa in quaranta tratti di 50 m di lunghezza, è stata sottoposta a completa eradicazione di tutti i salmonidi presenti mediante pesca elettrica con passaggi ripetuti. Tutte le trote catturate sono state opportunamente contate e misurate (Lunghezza Totale – LT, cm e peso – P, g) prima del rilascio a valle della barriera. Le distribuzioni di taglia frequenza (classi di 1 cm di LT) sono state utilizzate funzionalmente per il confronto delle popolazioni nelle due fasi di eradicazione.

Per ogni transetto sono stati calcolati i valori di densità (ind/m^2) e biomassa (g/m^2) e conseguentemente il valore della capacità portante del sistema nel suo complesso, espresso sia come densità che come biomassa. Questi valori sono stati ricavati dalle informazioni ottenute dalle fasi di eradicazione effettuate nel 2010 e 2014 (Sabatini *et al.* 2014, 2015). Per le successive fasi di ripopolamento sono state individuate le sezioni di fiume più idonee per il rilascio, in relazione alle età e dimensioni degli individui e alle indicazioni ottenute durante le fasi di eradicazione.

Tutti gli individui rilasciati, certificati geneticamente sono stati allevati nel centro ittigenico di Sadali e sono frutto di diversi anni di riproduzione e quindi con un'età certa. Per poter seguire l'evoluzione della popolazione nel tempo ciascun individuo è stato marcato con PIT (Passive Integrated Transponder) nano-microchip (1.25x7 mm), rilevabile dall'esterno mediante scanner specifico.

I dati di crescita, degli individui marcati e dei nuovi nati (privi di nano-microchip), ci hanno consentito di individuare le singole coorti di età. Partendo dai dati osservati sperimentalmente sono stati valutati, per ciascuna coorte riproduttiva, i tassi di natalità (ind/covata) e di

sopravvivenza (%), in base ai monitoraggi effettuati nei due anni successivi, funzionalmente allo sviluppo del modello di dinamica di popolazione (Holling, 1978; Armstrong *et al.* 2012). Fattori quali la dispersione e la predazione sono stati trascurati a causa delle caratteristiche intrinseche del sistema.

Risultati e Discussione

Durante le due eradicazioni, rispettivamente nel 2010 e nel 2014, sono state rimosse 1355 e 446 trote pari una biomassa totale di 23830 e 31671 g. La distribuzione di frequenza mostra importanti differenze tra le due realtà rilevate, facilmente individuabili dal peso medio degli individui che è risultato di 17.6 e di 71.0 g rispettivamente per il 2010 e 2014 (Figura 2). Tale differenza è dovuta a una maggiore presenza di trote adulte nel 2014 che hanno colonizzato l'area in seguito alla risalita dai tratti di fiume a valle della barriera, a causa di un suo temporaneo malfunzionamento. Facendo riferimento a una popolazione ben strutturata, quella del 2010 appare la più rappresentativa di una situazione reale, con un miglior rapporto tra reclute, giovani e adulti. Tuttavia, considerando che le due distribuzioni si possono ritenere approssimativamente paragonabili in termini di biomassa totale, entrambe ci forniscono le indicazioni fondamentali per definire la capacità portante del sistema. Questa è stata espressa sia come numero di individui mediati tra le due eradicazioni (900 ± 642 individui), che come valore di biomassa media (27751 ± 5544 g).

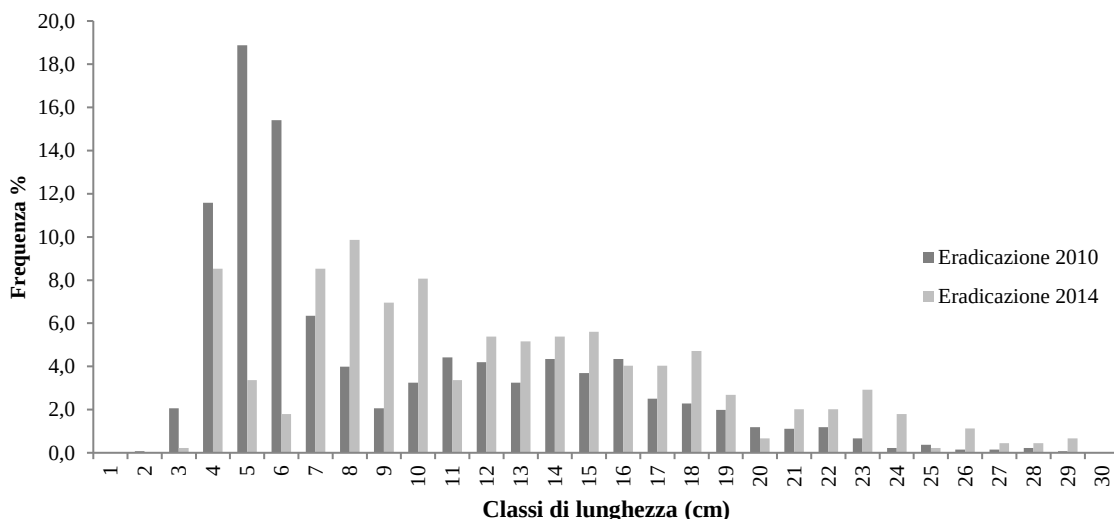


Figura 2. Distribuzione di taglia frequenza rilevata nelle due eradicazioni.

La distribuzione della popolazione rilevata nei diversi tratti durante le due eradicazioni evidenzia le aree di maggior concentrazione. I tratti in cui si rivela l'assenza o la bassa densità di animali, intermedi e finali, coincidono con le aree che durante le secche estive riducono progressivamente le portate. La maggiore abbondanza nei primi 10 transekti nel 2014 indica invece la progressiva colonizzazione che in questo tratto è facilitata in quanto prossima alla barriera elettrica e alla popolazione sottostante (Figura 3).

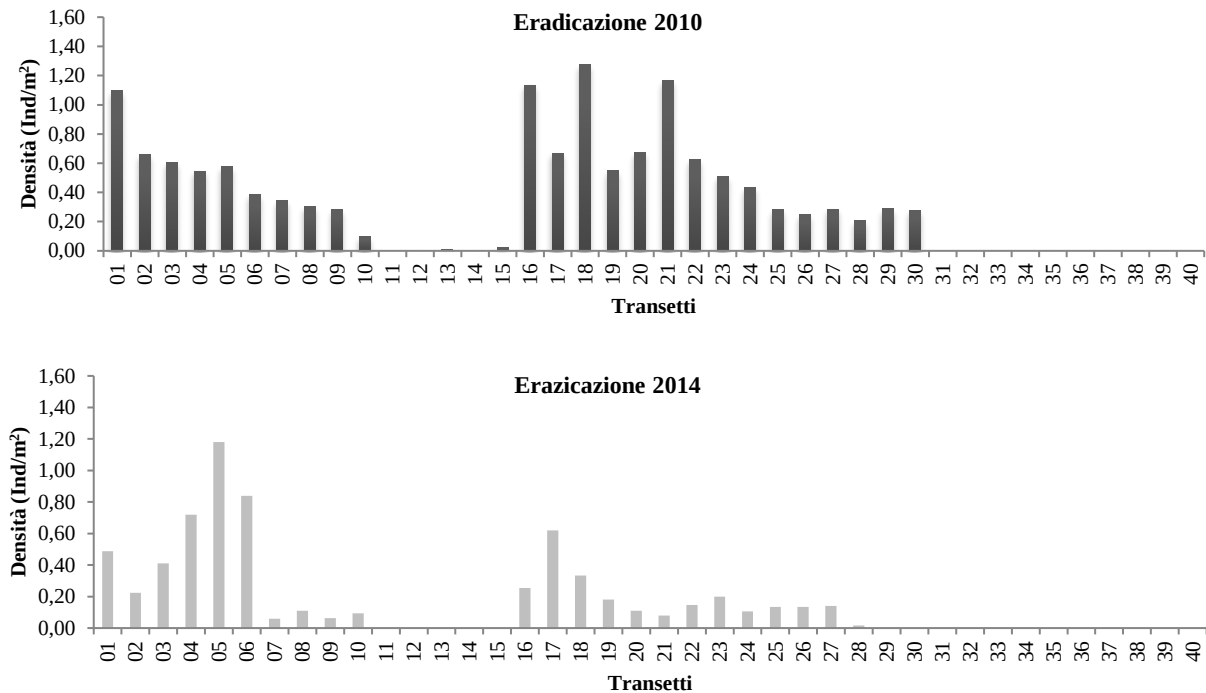


Figura 3. Distribuzione dell'indice di densità rilevata durante le due eradicazioni.

Il ripopolamento è stato effettuato in due fasi, rispettivamente nell'ottobre 2014 con l'immissione di 50 trote di età compresa tra 2⁺ e 3⁺ (LT 18.5-35.5 cm) e nel novembre 2015 con 85 trote di età variabile tra 0⁺ e 2⁺ (LT 9.7-27.8 cm) (Tab. I - R1 e R2). Le trote, provenienti dal centro ittiogenico di Sadali, dotate di nano-microchip ci hanno consentito di seguire l'evoluzione della popolazione suddivisa per coorti di età. Nella fase intermedia tra i due ripopolamenti (luglio 2015) è stato stimato un tasso di sopravvivenza del 64% con una popolazione di 32 individui adulti pari a una densità di 0.022 ind/m² (M1). È stata inoltre rilevata la presenza di almeno una covata e stimata una coorte di età 0⁺ composta da 16±10 individui e un tasso di riproduzione media di 0.5±1 (Individui 0⁺/Adulti). La popolazione totale stimata, precedente al secondo ripopolamento, è risultata composta da 48 trote. Nel monitoraggio del luglio 2016, successivamente al secondo ripopolamento, la densità è risultata pari a 0.103 ind/m² (M2). Il tasso di sopravvivenza stimato è stato del 60% confermando i dati del monitoraggio del 2015. Il tasso di riproduzione invece risulta nettamente superiore e pari a 3.2±1 (Individui 0⁺/Adulti) con una popolazione totale stimata in 223 individui.

Sulla base di tali risultati è stato costruito un modello previsionale di dinamica di popolazione considerando un tasso di riproduzione pari a 3.2 e un tasso di sopravvivenza del 60% (Tabella I). L'accrescimento numerico stimato dal modello appare significativo già dal secondo anno (M2), con una popolazione recluta dipendente. Nel modello previsionale il rallentamento nella crescita della popolazione è essenzialmente dovuto ai tempi di accrescimento degli individui di seconda generazione, nati in natura, che ancora non hanno raggiunto la maturità sessuale (P1-P3; 2017-2019). Il superamento di tale fase, sino al raggiungimento della capacità riproduttiva di questi (età 2⁺), evidenzia l'inizio dell'accrescimento esponenziale della popolazione (P4-P6; 2020-2022). Lo sviluppo reale del modello potrebbe subire variazioni nel momento in cui con l'incremento numerico della popolazione si verificheranno fenomeni di competizione intraspecifica densità-dipendente. Tale aspetto non viene considerato in quanto allo stato attuale, in conseguenza della completa eradicazione della popolazione originaria, la densità non ne consente la sua stima. In queste condizioni il raggiungimento della capacità portante del sistema è prevista a partire dal 2020 (P6), con 627 individui e una biomassa stimata in 24378

g. Tale previsione sarà soggetta a rivalutazione negli anni in conseguenza dei correttivi necessari conseguenti ai dati di monitoraggio, sino alla definizione di un modello di dinamica di popolazione specifico per la trota sarda.

Tabella I. Andamento previsionale della popolazione di trota sarda nel Rio Ermolinus.

	0+	1+	2+	3+	4+	5+	≥ 6+	N
R1 (2014)	0	0	23	27				50
M1 (2015)	16	0	0	16	16			48
R2 (2015)	17	55	13	0	0			85
R2+M1 (2015)	33	55	13	16	16			133
M2 (2016)	145	19	33	8	9	9		223
P1 (2017)	189	87	11	20	5	5	5	323
P2 (2018)	150	113	52	7	12	3	3	340
P3 (2019)	247	90	68	31	4	7	2	449
P4 (2020)	359	148	54	41	19	2	4	627
P5 (2021)	385	216	89	32	24	11	1	759
P6 (2022)	507	231	129	53	19	15	7	961
P7 (2023)	715	304	138	78	32	12	9	1287

Conclusioni

La creazione di un rifugio genetico e di una Zona Speciale di Conservazione (ZSC), tramite il ripopolamento con individui puri di trota sarda certificati geneticamente, rappresenta un importante strumento gestionale per la salvaguardia della specie *S. cettii*.

Le informazioni acquisite in 10 anni di monitoraggio del Rio Ermolinus ci hanno consentito di avere tutta una serie di informazioni utili per la comprensione del sistema ecologico e definire la capacità portante del sistema. La conoscenza della capacità portante è essenziale per la conservazione della fauna selvatica, nonché fondamentale per determinare la dimensione dell'habitat che deve essere conservato per mantenere le popolazioni in buona salute (Ayllon *et al.* 2012). Le limitate dimensioni del sito interessato dal progetto e le ridotte portate e dimensioni dell'alveo bagnato ci consentono di avere informazioni maggiormente attendibili per lo sviluppo dei modelli previsionali di dinamica di popolazione.

La capacità portante del sistema, intesa come densità e abbondanza, varia in funzione della distribuzione per coorti riproduttive della popolazione presente. Mediando i dati di abbondanza di due diverse eradicazioni, nello stesso sito, è stata definita una capacità portante di 900 individui e una biomassa pari a 27751 g. Sebbene il numero di individui immessi sia limitato (N=135 complessivamente), la scelta di ripopolare principalmente con individui adulti ci ha permesso di rilevare la presenza di reclute (coorte 0⁺) già dal primo anno (M1), riducendo quindi i tempi di ripresa della popolazione, diversamente da quelli che sarebbero stati richiesti utilizzando esclusivamente avannotti (Sabatini *et al.* 2014).

I dati di sopravvivenza utilizzati per lo sviluppo del modello sono stati ottenuti in due diversi anni di monitoraggio e in entrambi i casi si attesta al 60%. Sebbene questo possa sembrare elevato è verosimilmente coerente in quanto la densità di popolazione è bassa con ridotta competizione intraspecifica (Bohlin *et al.* 2002; Závorka *et al.* 2016). Viceversa il tasso di riproduzione è risultato fortemente ridotto nel primo anno di monitoraggio in conseguenza della bassa fecondità delle trote di età 2⁺ e dell'adattamento alla vita selvatica degli individui immessi, pertanto nel modello si è preferito utilizzare quello rilevato nel secondo anno di monitoraggio con un valore di 3.2±1 (Individui 0⁺/Adulti). Partendo da tali informazioni il raggiungimento della capacità portante del sistema viene stimato entro soli 5 anni, già a partire dal 2020 (P6), con una stima di 627 individui e una biomassa di 24378 g. In funzione di quelli che saranno i monitoraggi nei prossimi anni il modello potrà essere rivalutato in conseguenza degli effetti intrinseci nello sviluppo esponenziale della popolazione, anche se è verosimile considerare una variabilità massima di un anno.

Alla luce delle considerazioni fatte è possibile affermare il successo del ripopolamento eseguito nel Rio Ermolinus, facendo ben sperare per il recupero della specie e la sua applicabilità su più ampia scala nel territorio regionale. Il raggiungimento di una popolazione strutturata e la creazione di una ZSC, sebbene vincolata al funzionamento della barriera elettrica, rappresenta un importante traguardo per la salvaguardia della trota sarda. Questi risultati suggeriscono un modello che facilmente si può utilizzare anche in altri siti eseguendo una ridefinizione dei parametri biologici in funzione delle diverse condizioni ambientali.

Ringraziamenti

Questo progetto è stato finanziato dalla Regione Autonoma della Sardegna (RAS) Servizio Tutela della Natura e Politiche Forestali, nell'ambito del progetto "Tutela della trota sarda (*Salmo cetti*), specie autoctona della Sardegna a grave pericolo di estinzione". Si ringraziano tutti i partner del progetto, in particolare la Dr. Laura Angius, la Dr. Laura Cappai e il personale della Foresta Demaniale di Montarbu Seui (Agenzia FoReSTAS).

Bibliografia

- Armstrong D.P., Reynolds M.H. (2012). Modelling Reintroduced Populations: The State of the Art and Future Directions. Reintroduction Biology: Integrating Science and Management February 2012. Blackwell Publishing Ltd.
- Araguas R.M., Sanz N., Fernández R., Utter F.M., Pla C., García-Marín J.L. (2009). Role of genetic refuges in the restoration of native gene pools of brown trout. *Conservation Biology* 23, 871-878.
- Avenetti L.D., Robinson A.T., Cantrell C.J. (2006). Short-Term Effectiveness of Constructed Barriers at Protecting Apache Trout. *North American Journal of Fisheries Management* 26, 213-216.
- Ayllón D., Almodóvar A., Nicola G.G., Parra I., Elvira B. (2012). Modelling carrying capacity dynamics for the conservation and management of territorial salmonids. *Fisheries Research*. 134–136, 95–103.
- Bernatchez L., Gyonard R., Bonhomme F. (1992). Sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout (*Salmo trutta* L.) populations. *Mol. Ecol.* 1, 161-173.
- Bernatchez L. (2001). The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. *Evolution* 55, 42-49.
- Bohlin T., Sundström L.F., Johnsson J.I., Höjesjö J., Pettersson J. (2002). Density-dependent growth in brown trout: Effects of introducing wild and hatchery fish. *Journal of Animal Ecology* 71, 683-692.
- Holling C.S. (1978). Adaptive Environmental Assessment and Management. Ltd, Chichester, UK.
- IUCN International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. (2013). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. <<http://www.iucnredlist.org>>.
- Massidda P. (1995). *Salmo (trutta) macrostigma* in Sardegna. Gestione ittiofauna. *Biologia ambientale* 5, 40-43.
- Massidda P., Sabatini A., Davini M. A., Conti G., Loddo G., Cau A. (1996). Nuovi dati sulla distribuzione dell'ittiofauna d'acqua dolce in Sardegna. In: Atti del VI Convegno Nazionale A.I.I.A.D.
- Mcmeel O.M., Hoby E.M., Ferguson A. (2001). Partial nucleotide sequences, and routine typing by polymerase chain reaction fragment length polymorphism, of the brown trout (*Salmo trutta*) lactate dehydrogenase, LDH-C1*90 and 100* alleles. *Molecular Ecology* 10, 29–34.

- Sabatini A., Orrù F., Cannas R., Serra P., Cau A. (2006). Conservation and management of *Salmo (trutta) macrostigma*. In Sardinian freshwaters: first results of genetic characterization. *Journal of Freshwater Biology* 34, 335-340.
- Sabatini A., Cannas R., Manunza A., Matta G., Palmas F., Pendugiu A.A., Pesci P., Serra P.F., Cau A. (2009). Studio delle popolazioni di *Salmo (trutta) macrostigma* in due aree SIC della Sardegna. *Bollettino dei Musei e Degli Istituti Biologici dell'Università di Genova*. 71.
- Sabatini A., Cannas R., Follesa M. C., Palmas F., Manuntza A., Matta G., Pendugiu A.A., Serra P., Cau A. (2011). Genetic characterization and artificial reproduction attempt of endemic Sardinian trout *Salmo trutta* L., 1758 (Osteichthyes, Salmonidae): experiences in captivity. *Italian Journal of Zoology* 78, 20-26.
- Sabatini A., Cannas R., Follesa M.C., Marcias S., Palmas F., Secci D., Serra P., Cau A. (2014). Primo intervento di tutela della forma endemica di trota della Sardegna. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology. Atti XIII Congresso Nazionale Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci – Sansepolcro (Ar)*.
- Sabatini A., Autiero G., Cannas R., Firinu L., Mundula S., Podda C., Palmas F., Mura M. (2015). Interventi di recupero della trota sarda *Salmo cettii rafinesque*, 1810: studio dei siti da ripopolare. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology. XV Congresso Nazionale A.I.I.A.D. – Gorizia, 14-15 novembre 2014*.
- Závorka L., Horký P., Höjesjö J., Slavík O. (2016). Effect of individuals' local persistence, and spatial and temporal scale, on density-dependent growth: A study in brown trout *Salmo trutta*. *Ethology Ecology and Evolution* 28, 272-283.

FROM GENETICS TO CRYOGENETICS: NEW STRATEGIES FOR THE CONSERVATION OF MARBLE TROUT

DALLA GENETICA ALLA CRIOGENETICA: NUOVE STRATEGIE PER LA CONSERVAZIONE DELLA TROTA MARMORATA

GIULIA ZUCCON^{1*}, ROBERT WILSON², JØRN ULHEIM³, LAURA FILONZI¹, MARINA VAGHI¹, ARMANDO PICCININI⁴, FABIANA BILO⁵, FRANCESCO NONNIS MARZANO¹

1. Department of Life Sciences, University of Parma, V.le delle Scienze 11/a, 43124 Parma, Italy.
*Corresponding author: giulia.zuccon@unife.it
2. Hedmark University College, Holsetgate 31, 2318 Hamar Norway
3. Cryogenetics AS, Storhamargata 44, 2317 Hamar Norway
4. Academic Spin off Gen-Tech, V.le delle Scienze 11/a, 43124 Parma Italy
5. Veneto Agricoltura, Viale dell'Università 14, 35020 Legnaro, Padova Italy

Keywords: molecular markers, cryopreservation, endemic, endangered, management, milt evaluation

Parole chiave: marcatori molecolari, crioconservazione, endemico, in pericolo, gestione, valutazione spermatica

Abstract

Sixty *S. marmoratus* breeders were sampled from a hatchery in Veneto region, North Italy; the animals came from three river basins: Adige, Brenta and Piave. Molecular analyses showed clear differences between individuals from the three basins therefore they were kept separated in three different tanks for the artificial reproductions. During the reproductive season were measured sperm motility and milt concentration. The 66.97% of the analysed samples showed a high sperm motility during the four month of sampling; among the breeders, in the middle of the reproductive season, there were less animals that presented asthenozoospermia than in November and February samplings. The milt concentration measured was high with a calculated average of 14.95×10^9 sperm per ml. The semen of the breeders with higher values of genetic variability were used for the artificial fertilizations and for the cryopreservation managed by a Norwegian company. Combining molecular biology and innovative technologies can be an important innovation in hatcheries. To be able of select and cryopreserve marble trout breeders milt, particularly of individuals that have the gigher genetic variability, is fundamental in order to conserve effectively the species.

Riassunto

Sessanta riproduttori di *S. marmoratus* sono stati campionati da un allevamento in Veneto, Nord Italia, e provenienti da tre bacini fluviali: Adige, Brenta e Piave. Le analisi molecolari hanno mostrato chiare differenze genetiche tra gli individui dei tre bacini che sono stati mantenuti separati durante le riproduzioni artificiali. Motilità e concentrazione spermatica sono state misurate durante la stagione riproduttiva. Il 66.97% dei campioni analizzati ha mostrato un alto tasso di motilità spermatica durante i quattro mesi di campionamento; nei mesi centrali della stagione riproduttiva, gli individui presentanti astenozoospermia erano minori rispetto ai campionamenti di novembre e febbraio. La concentrazione spermatica misurata era alta con una media calcolata di 14.95×10^9 spermatozoi per ml. Lo sperma dei riproduttori che mostravano valori più alti di variabilità genetica sono stati usati per le fecondazioni artificiali e per la crioconservazione condotta in collaborazione con un'azienda norvegese. La combinazione di strumenti di biologia molecolare e tecnologie innovative può costituire

un'innovazione importante negli allevamenti. Essere capaci di selezionare e crioconservare lo sperma di riproduttori di trota marmorata, in particolare degli individui che mostrano la più alta variabilità genetica, è fondamentale per conservare in modo efficace la specie.

Introduction

In the last decades, the management of the marble trout (*Salmo marmoratus*) was not effective causing a drastic decline in the number of individuals, especially in the Italian rivers (Meraner *et al.*, 2007; 2008). For decades the brown trout (*Salmo trutta*) has been introduced in the habitat of marble trout resulting into a hybridization between this two Salmonid species with a high level of genetic introgression (Giuffra *et al.*, 1994; 1996; Meraner *et al.*, 2007; 2010) and loss of genetic variability (Berrebi *et al.*, 2000; Fumagalli *et al.*, 2002; Jug *et al.*, 2005; Meldgaard *et al.*, 2007). New evaluations performed in 2015 by the Italian IUCN Red List changed the LC assignment in Critically Endangered (CR) (Rondinini *et al.*, 2013). For these reasons, it is required to change the management and restocking strategies, to focus on the selection of the animals already present in hatcheries in order to leave the wild breeders in rivers and to increase the offspring production in captivity. Selection of the best breeders, both for the genetic variability and the semen quality, is important to the fish farms that support conservation programs because is of interest to increase the efficiency of artificial fertilization and the number of the fish born in every reproductive season (Kjørsvik *et al.*, 1990; Bromage and Roberts, 1995). Since the 1960's several authors have studied characteristics of salmonids sperm like morphology, motility, seminal plasma parameters, sperm concentration and metabolism (Aas *et al.*, 1991; Ciereszko and Dabrowski, 1993; Lahnsteiner *et al.*, 1998; Dietrich *et al.*, 2005). All these individual factors added together with anthropogenic interferences like rearing condition, different methods to collect and store milt, temperatures and condition for sperm activation and frequent fish handling, can induce variation in sperm quality. Another useful tool in conservation programs is the cryopreservation of gametes, attempted for the first time in 1953 by Blaxter, both to store milt, to facilitate the reproduction in fish farms and to conserve the gametes of the best breeders selected. In this work, we present a track from the selection of the fish in the wild since the cryopreservation of gametes. The combined approach involving morphologic examinations and genetic investigation ensure a high level of selection of the pure marble trout that has to be breed in the fish farm and directed to the reproductive career. The trouts were analysed combining the D-Loop variation in mitochondrial DNA haplotypes and RFLP (Restriction Fragment Length Polymorphism) in nuclear DNA (LDH-C1*) (Apostolidis *et al.*, 2007; Bernatchez *et al.*, 1992; McMeel *et al.*, 2001; Nonnis Marzano *et al.*, 2003; Patarnello *et al.*, 1994). We developed a panel of 11 microsatellite loci to investigate further the population structure of 60 putative pure marble trouts, the allele richness and the genetic diversity. Using these additional investigations allow us to choose the breeders with the higher genetic variability for the subsequent reproductive season.

Materials & methods

In total, 60 breeders of *S. marmoratus* (36 males; 24 females) were collected from the hatchery Centro Ittico Valdistico in the Veneto region, North Italy. Animals came from three different river basins: Adige, Piave and Brenta and were submitted to a strict phenotypic and morphologic selection, were tagged with a transponder and a small portion of the adipose fin was cut. Genomic DNA was isolated and purified from fin tissue samples using Wizard® Genomic DNA Purification Kit (Promega) following the manufacturer instructions. The D-loop region (mitochondrial control region) was amplified following the method of Apostolidis *et al.* (2007). The results allow the discrimination of five haplotypes: Marble, Adriatic, Atlantic, Mediterranean and Danubian (Bernatchez *et al.*, 1992; Dovc *et al.*, 2004). Individuals that

present marble haplotypes were submitted to nuclear DNA analyses. The gene LDH- C1* was amplified using described in McMeel *et al.* (2001). The restriction pattern resulting from these analyses has the power to distinguish the heterozygote hybrids from homozygote Atlantic or Mediterranean samples.

A panel of 11 microsatellite loci (see Table I) was tested in order to investigate the genetic variability of the individuals before the reproductive season. They were amplified in two different multiplexes, considering the size range of the loci, using HOT FIREPol® DNA Polymerase by Solis Biodyne. A reaction volume of 10 µl contained: 10X B1 buffer, 25 mM of MgCl₂, 10 mM of dNTPs, 10mg/mL of BSA, 5X Primer mix and 1U of HOT FIREPol® DNA Polymerase. PCR product were obtained with the following conditions: an initial 10 min denaturation step at 95°C, 35 three-step cycles of 30 sec at 95°C, 1 min at 60°C, and 1 min at 72°C, followed by a final extension at 72°C for 45 min. Amplicons were analysed with Applied Biosystems 3130xl Genetic Analyzer and the output data were examined with GeneMapper® Software v.4.0 (Applied Biosystems, UK).

Table I. Microsatellites used in the two multiplexes.

Multiplex 1	Multiplex 2
BHMS349	SSaD190
SSaD85	SSaD170
SSaD58	SSa85
STR2	
BHMS330	
BHMS429	
SSa197	
SSaD157	

Using STRUCTURE (Pritchard *et al.*, 2000) was conducted, on the entire microsatellite panel dataset, a Bayesian clustering analysis. The parameters used are 10,000 burn-in and 100,000 Markov chain steps; admixture model with independent allele frequencies; each simulation was performed for K values ranging from 1 to 10. STRUCTURE HARVESTER Web v0.6.94 (Earl and vonHoldt, 2012) was used in order to evaluate the highest level of population structure; both the mean posterior probability of the data [Ln(K)] and the ΔK (Evanno *et al.*, 2005) were calculated.

Sperm motility and milt concentration were measured for 113 breeders in the hatchery during the reproductive season (from 23rd of November 2015 until 3rd of February 2016). Animals were sedated and stripped manually by operators. The motility evaluation was assessed by visual analyses with a phase-contrast or dark-field microscope (Billard *et al.*, 1987, 1995a; Cosson *et al.*, 1999; Ingermann *et al.*, 2002; Christen *et al.*, 1987). Values for the motility were assessed from 0 to 3 based on the percentage of spermatozoa moving. The sperm concentration in each sample of milt was measured twice per sample with photometer SDM6 (Minitüb GmbH and Cryogenetics®), an instrument specifically built and programmed for evaluating fish milt. The milt of the breeders with higher genetic variability and the ones that presented higher motility and sperm concentration values was shipped to Cryogenetics AS based in Hamar, Norway, for cryopreservation.

Results and discussion

The results of the D-Loop control region showed 100% of marble trout haplotype. Nuclear gene LDH-C1* showed the following frequencies: homozygote genotype 100/100 (Mediterranean) was 93.33% of the whole dataset while 6.67% of the samples were detected as 90/100

heterozygotes (hybrids). Combining mitochondrial and nuclear markers after a strict morphological characterization allowed the identification of 56 samples of putative pure marble trout breeders among the dataset of 60 breeders. Since the 100% of mitochondrial DNA results, which has maternal origin, has shown marble haplotype, we can conclude that males of brown trout caused the genetic introgression.

The subset of 56 specimens was submitted to microsatellite analyses. The mean heterozygosity in groups was determined considering all polymorphic loci and resulted scarce and variable between 61.10% in Adige basin, 58.18 % in Brenta basin and 51.81% in Piave basin. These values are low if compared to heterozygosity levels in other teleost species often variable from 70% to 90% and it is an important issue for conservation and management plans in hatcheries. Low heterozygosity observed in marble trout in Centro Ittico Valdastico could be attributed to inbreeding phenomenon, quite common in hatcheries, suggesting that an exchange of breeders between different implants could enhance the variability. Data from microsatellite panel were analyzed with STRUCTURE 2.3.4. Results from the program run were checked with STRUCTURE HARVESTER Web (Earl and vonHoldt, 2012) in order to evaluate the highest level of population structure. Analyses suggested that $K=3$ is the most likely solution to represent population structuring of the dataset, according both to the parametric and non-parametric tests (Evanno *et al.*, 2005). The bar plot obtained showed a clear division between the tree river basins of origin for the 56 marble trout analyzed (Figure 1). 17 samples belong to q1 cluster corresponding to Adige river; 21 samples belong to the q2 cluster corresponding to Brenta river; 18 samples seems to belong to the q3 cluster corresponding to the Piave river. One individual in the Piave group showed genetic correspondence with specimens present in Adige group. The barcode of the PIT-tag of that animal was checked and was discovered that the individual was indeed coming from Adige river basin, probably erroneously moved to the Piave tank. This event contributed to support the validity of the microsatellite panel tested. Since the Bayesian analyses showed a “population assignment” corresponding to the geographical origin of individuals, breeders were kept divided in three tanks in order to proceed with the fertilization and maintain the different genetic strains, which is really important in conservation management plans.

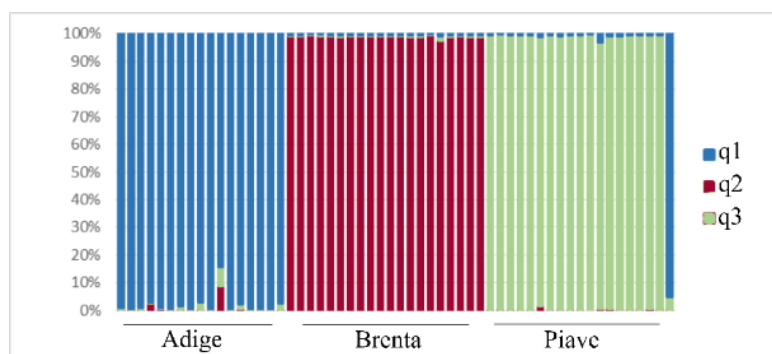


Figure 1. STRUCTURE software analyses on the whole microsatellite dataset. Clustering analysis of the entire dataset for estimated $K = 3$; q1, q2 and q3 represent the q-values, expressed as probability values of each sample to belong to a specific cluster

We collected 113 data from various males during the four month of last winter reproductive season (from November until February). Most of the milt samples, 66.97%, showed a high sperm motility (between 80-100% of spermatozoa moving) during the four months of sampling. In November and in February the number of individuals that showed asthenozoospermia, from 0% to 20-40%, were higher than in the center period of the reproductive season (Figure 2). The mean value for the motility assessed during four month sampling is 2.51. It is interesting to notice that in the short term between collection of samples and analyses urine and feces contamination, when present in low quantity, did not affect the motility of sperm.

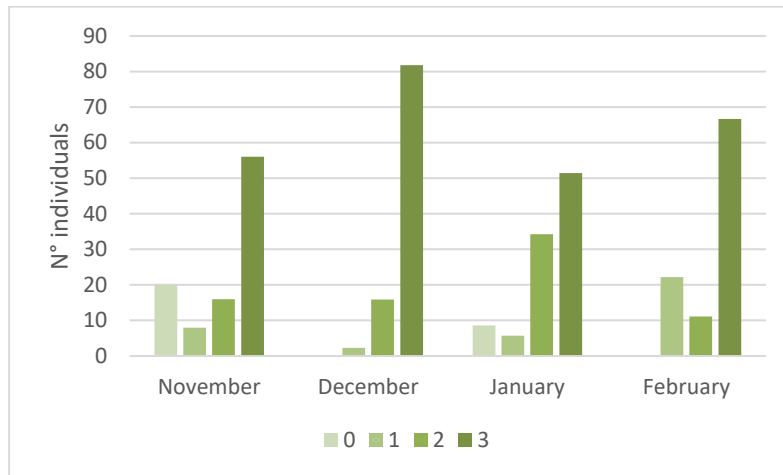


Figure 2. Barplot displaying data of the spermatozoa motility of the 113 males sampled during the reproductive season and divided per month of sampling. 0, 1, 2, 3 indicate the value of motility assessed via microscope. 0 for no motility at all or only few spermatozoa moving, 1 for the 20-40% of spermatozoa moving, 2 for 50-70% of spermatozoa moving and 3 for 80-100% of spermatozoa moving.

The concentration assay was performed via photometer SDM6 on the same individuals of the motility assessment the same day of the stripping. The higher values of the concentration were observed in December and in January, central months of this reproductive season while in November and in February the variability of the data are higher (Figure 3).

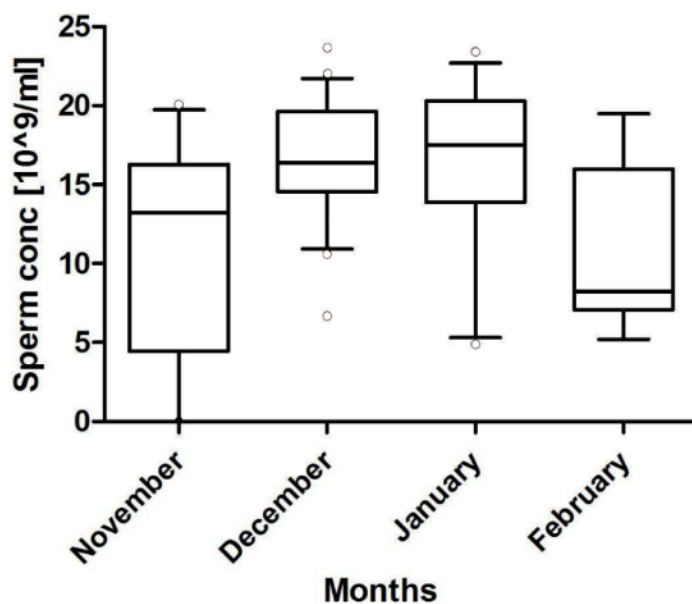


Figure 3. Boxplot displaying data from concentration assay divided per month of sampling. Higher values of the concentration are recorder in December and in January while in November and in February the variability of the data are higher.

This distribution is consistent with the reproductive physiology of the fish: production of milt in teleost increase until the reach of a peak in the middle of the reproductive period then decrease. Being able to detect the peak of the production in male breeders is important in order to plan the artificial reproduction in the successive seasons. Considering all the reproductive season, the sperm concentration in analyzed breeders resulted high, on average, with a mean of 14.95×10^9 of spermatozoa per ml. Calculated frequencies of the milt concentration results showed that most individuals have values between 12.5 and 22.5×10^9 sperm per ml (Figure 4). No significant differences were found between the three lineages. Fifty milt samples were shipped in Norway to Cryogenetics AS where they were analysed again and treated for cryopreservation in liquid nitrogen. Actually, the samples are stored in Hamar (Norway); they will be shipped in Centro Ittico Valdastico, if needed, during future reproductive seasons.

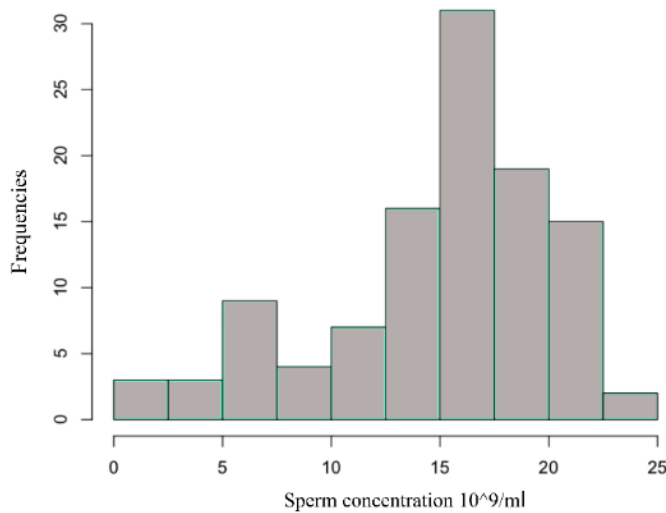


Figure 4. Barplot displaying data from concentration assay in terms of frequencies of the milt concentration. Most individuals have values between 12.5 and 22.5*10⁹ sperm per ml with a mean of 14.95*10⁹ of spermatozoa per ml.

Conclusions

As recently demonstrated by Chiesa *et al.* (2016), the combination between single locus and multilocus fingerprinting is really useful in conservation and management plans. In fact, being able to select first morphologically then genetically the wild breeders is important in terms of guarantee the breed of pure animal to the ichthyogenic centers. There is the need of new and more incisive plans and restocking activities since, despite the efforts put in the marble trout conservation until now, the Italian IUCN committee raised risk status from LC (Least Concern) to CR (Critically Endangered) in the last few years (Rondinini *et al.*, 2013). An important role in this decline in the conservation status is due to the hybridization with brown trout *S. trutta* that leads to a genetic introgression and determines the decrease in the number of marble trout breeders and, consequently, offspring in the wild. Morphological identification of the hybrids is difficult so a molecular approach is strictly recommended. Microsatellite analyses were able to confirm the presence of three different cluster in corresponding with the river of origin of the breeders. In order to manage correctly an endangered species is really important to maintain divided the populations that show genetic differences. Moreover, to have a good number of molecular markers can help in the identification of the breeders that show a higher allelic richness and genetic variability in order to advance the use of their gametes during the reproductive season. New technologies like the use of a specific photometer for measuring the concentration of different species of fish milt has demonstrated his usefulness in artificial reproduction. A simple dark-field microscope and the SDM6 are time and space-savings tools. A trained technician can make evaluation for the males stripped in less than one hour while the employers in the hatchery stripe the female and prepare the eggs for the fertilizations. The choice of the males with higher concentration of sperm and a good motility is important in order to obtain higher fertilization rate during the season, especially for the species that are endangered and whose offspring are going to be released back in rivers. Collecting and storing the milt in liquid nitrogen has several advantages: i) it acts as a genetic backup of the males present in hatcheries; ii) it represents a chance, for other conservation based ichthyogenic centers, to increase the genetic variation of stock coming from the same river basin; iii) it permits the hatcheries to strip males and then release them in nature avoiding sanitary problems related to the fighting for territory during the reproductive season. The combination of molecular analyses and new technologies such as cryopreservation has been demonstrated important tools for more efficient management plans for conservation of endangered species.

Acknowledgements

The project was jointly financed in the framework of an Italian-Norwegian partnership. In particular, authors would express their acknowledgement to Veneto Agricoltura and to the Norwegian Regional Government. The research was financed, in part, by an Inland Regional (Region Innlandet) Research Fund Grant from the Norwegian Research Council.

References

- Aas G.H., Reftsie T., Gjerde B. (1991). Evaluation of milt quality of Atlantic salmon. *Aquaculture* 95, 125–132.
- Apostolidis A.P., Panagiotis K.A., Georgiadis A., Sandaltzopoulos R. (2007). Rapid identification of *Salmo trutta* lineages by multiplex PCR utilizing primers tailored to discriminate single nucleotide polymorphisms (SNPs) of the mitochondrial control region. *Conserv. Genet.* 8, 1025–1028.
- Bernatchez L., Guyomard R., Bonhomme F. (1992). DNA variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta* populations. *Mol. Ecol.* 1, 161–173.
- Berrebi P., Povz, M., Jesensek, D., Cattaneo-Berrebi G., Crivelli A.J. (2000). The genetic diversity of native, stocked and hybrid populations of marble trout in the Soca river, Slovenia. *Heredity* 85, 277–287.
- Blaxter J.H.S. (1953) Sperm storage and cross fertilization of spring and autumn spawning herring. *Nature* 172, 1189–1190.
- Bromage N.R., Roberts R.J. (1995). Broodstock Management and Egg and Larval Quality. *Blackwell Science Ltd.*, Oxford, 424 pp.
- Chiesa S., Filonzi L., Ferrari C., Vaghi M., Bilò F., Piccinini, A., Zuccon G., Wilson R. C., Ulheim J., Nonnis Marzano F. (2016). Combinations of distinct molecular markers allow to genetically characterize marble trout (*Salmo marmoratus*) breeders and stocks suitable for reintroduction plans. *Fisheries Research*, 176, 55–64.
- Christen R., Gatti J.-L., & Billard R. (1987). Trout sperm motility: the transient movement of trout sperm is related to changes in the concentration of ATP following the activation of the flagellar movement. *European Journal of Biochemistry*, 166, 667–671.
- Ciereszko A., Dabrowski K. (1993). Estimation of sperm concentration of rainbow trout, whitefish and yellow perch using spectrophotometric technique. *Aquaculture* 109, 367–373.
- Dietrich G. J., Kowalski R., Wojtczak M., Dobosz S., Goryczko K., & Ciereszko A. (2005). Motility parameters of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) spermatozoa in relation to sequential collection of milt, time of post-mortem storage and anesthesia. *Fish Physiology and Biochemistry*, 31(1), 1–9.
- Dovc P., Sušnik S., Snoj A. (2004). Experience from Lipizzan horse and salmonid species endemic to the Adriatic river system. Examples for the application of molecular markers for preservation of biodiversity and management of animal genetic resources. *J. Biotechnol.* 113, 43–53.
- Earl Dent A. and vonHoldt, Bridgett M. (2012) STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. *Conservation Genetics Resources* vol. 4 (2) pp. 359–361
- Fumagalli L., Snoj A., Jesensek D., Balloux F., Jug T., Duron O., Brossier F., Crivelli A.J., Berrebi P. (2002). Extreme genetic differentiation among the remnant populations of marble trout *Salmo marmoratus* in Slovenia. *Mol. Ecol.* 11, 2711–2716.
- IUCN 2015. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 19 November 2015.

- Jug T., Berrebi P., Snoj A. (2005). Distribution of non native trout in Slovenia and their introgression with native trout populations as observed through microsatellite DNA analysis. *Biol. Conserv.* 123, 381–388.
- Kjørsvik E., Mangor-Jensen A., Holmefjord I. (1990). Egg quality in fishes. In: Blaxter, J.H.S., Southward, A.J. (Eds.), *Adv. Mar. Biol.*, vol. 26, pp. 71–113.
- Lahnsteiner F., Berger B., Weismann T., & Patzner R. A. (1998). Determination of semen quality of the rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, by sperm motility, seminal plasma parameters, and spermatozoal metabolism. *Aquaculture*, 163(1-2), 163–181.
- McMeel O.M., Hoey E.M., Ferguson A. (2001). Partial nucleotide sequences, and routine typing by polymerase chain reaction-restriction fragment length polymorphism, of the brown trout (*Salmo trutta*) lactate dehydrogenase, LDH-C1* *90 and *100 alleles. *Mol. Ecol.* 10, 29–34.
- Meldgaard T., Crivelli A., Jesensek D., Poizat G., Rubin J.F., Berrebi P. (2007). Hybridation mechanism between the endangered marble trout (*Salmo marmoratus*) and the brown trout (*Salmo trutta*) as revealed by in-strea experiments. *Biol. Conserv.* 136, 602–611.
- Meraner A., Baric S., Pelster B., Dalla Via J. (2007). Trout (*Salmo trutta*) mitochondrial DNA polymorphism in the centre of the marble trout distribution area. *Hydrobiologia* 579, 337–349.
- Meraner A., Baric S., Dalla Via, J. (2008). The selection of the wild: a combined molecular approach for the identification of pure indigenous fish from hybridised populations. *Comp. Biochem. Physiol. D* 3, 36–42.
- Nonnis Marzano F., Corradi N., Papa R., Tagliavini J., Gandolfi G. (2003). Molecular evidence for introgression and loss of genetic variability in *Salmo (trutta) macrostigma* as a result of massive restocking of Apennine population (Northern and Central Italy). *Environ. Biol. Fish.* 68, 349–356.
- Patarnello T., Bargelloni L., Caldara F., Colombo L. (1994). Cytochrome b and 16S rRNA sequence variation in the *Salmo trutta* (Salmonidae, Teleostei) species complex. *Mol. Phylogenet. Evol.* 3, 69–74.
- Pritchard J.K., Stephens M., Donnelly P. (2000). Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155, 945–959.
- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C. (2013). Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani, Comitato Italiano IUCN. Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Rome.

GENETICA DELLA CONSERVAZIONE DI *BARBUS* SP. IN RELAZIONE A FATTORI ECOLOGICI

CONSERVATION GENETICS OF *BARBUS* SPECIES IN RELATION TO ECOLOGICAL FACTORS

FEDERICA PICCOLI^{1*}, ROSSANO BOLPAGNI¹, CLAUDIO FERRARI¹, LAURA FILONZI¹, ALEX LAINI¹,
MATTEO MANFREDINI¹, ARMANDO PICCININI², PIETRO RONTANI¹, MARINA VAGHI¹, ANDREA
VOCCIA², PIERLUIGI VIAROLI¹, FRANCESCO NONNIS MARZANO¹

1. Department of Biosciences, University of Parma, Parco Area delle Scienze 11/a, 43124 Parma, Italy
*corresponding author: federica.piccoli@unipr.it; +39.339.7715550
2. Accademic Spin-off Gen Tech, Parco Area delle Scienze 11/a, 43124 Parma, Italy

Parole chiave: *Barbus*, Natura2000, IFF, ISECI, STAR_ICMi

Keywords: *Barbus*, Natura2000, IFF, ISECI, STAR_ICMi

Riassunto

In riferimento agli obiettivi del progetto LIFE13 NAT/IT/001129, è stato indagato lo stato delle popolazioni di barbo comune (*Barbus plebejus*) e di barbo canino (*Barbus caninus*). Tra luglio 2014 e dicembre 2015 sono stati eseguiti campionamenti ittici mediante elettropesca in 29 siti in affluenti del Fiume Po per un totale di 305 individui catturati. L'assegnazione fenotipica di ciascun animale catturato è stata eseguita secondo la letteratura italiana, mentre la definizione della specie è avvenuta tramite sequenziamento del gene codificante il citocromo b. Sul sito sono stati analizzati alcuni parametri chimico-fisici delle acque (T, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen) mediate sonde multiparametriche. In laboratorio sono stati successivamente determinati BOD₅, SST, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, Cu e Zn (manuale APAT-IRSA 39/2003). Infine sono stati calcolati gli indici ISECI, IFF e STAR_ICMi al fine di descrivere lo stato ecologico di ogni sito target. In sei (21%) siti non sono state rinvenute popolazioni di Barbo. Individui alloctoni (*Barbus barbus*) sono stati rinvenuti in sei siti. In generale, le analisi molecolari hanno evidenziato le seguenti abbondanze: 72% di barbo comune, 18% di canino 10% di alloctono. Lo studio mostra un declino delle popolazioni originarie di barbo, in riferimento agli studi di letteratura; in particolare, il barbo canino è stato rinvenuto con una popolazione ben strutturata in solo due siti.

Abstracts

According with the LIFE13 NAT/IT/001129 project goals, the status of the populations of the Common barbel (*Barbus plebejus*) and Canine barbel (*Barbus caninus* sin. *meridionalis*) was investigated. Between July 2014 and December 2015 a total of 305 Barbel specimens from 29 locations across several tributaries of the Po River (Emilia Romagna Region, Central Italy) were collected by electric fishing. Phenotypical assignment was performed according to Italian literature. The sequencing of a cytochrome b mtDNA fragment was performed to define the species. Some water physico-chemical parameters (T, pH, electrical conductivity, dissolved oxygen) were analyzed in each site by multi-parametric probe. While, the analysis of BOD₅, SST, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, Cu and Zn were carried out in laboratory as described in APAT-IRSA 39/2003 manual. ISECI, IFF and STAR_ICMi Index were finally calculated to determine also the ecological status of target sites. Six (21%) study sites showed complete absence of Barbels.

Allochthonous specimens (*Barbus barbus*) were found in six sites. In general, molecular analysis reveals the following percentages of fish abundance: 72% of Common Barbel, 18% of Canine B. and 10% of European B. The study shows a decline in the populations of native Barbels compared to literature data; in particular, the Canine Barbel was found with a well-structured population in only two sites. The river stretches with a better state of preservation are located in mountain and hill. Intermittent rivers show a clear deterioration of environmental quality in the summer. The fish distribution was mainly influenced by the river flow.

Introduzione

In Italia tutti gli autori (Tortonese, 1970; Gandolfi et al. 1991, Zerunian, 2002) sono concordi nel ritenere presenti almeno due specie autoctone di barbo: il comune *Barbus plebejus* (Bonaparte, 1839) ed il canino *Barbus caninus* (Bonaparte, 1839) sin. *meridionalis*. Ancora dibattuta è la posizione sistematica delle popolazioni centro-meridionali dove è segnalata la presenza di una terza specie, il barbo tiberino *Barbus tyberinus* (Bonaparte, 1839). La distribuzione e la dimensione delle popolazioni delle specie autoctone italiane di barbo hanno subito una progressiva diminuzione negli ultimi anni. In particolare, la revisione della Lista Rossa italiana dell'Unione Internazionale di Conservazione della Natura -IUCN (Rondinini et al., 2013), propone nuove categorie di rischio elevando il livello di minaccia del barbo comune a VU (vulnerabile) e da VU a EN (in pericolo) per il barbo canino. La stessa IUCN individua come minacce per la sopravvivenza del barbo l'alterazione e la frammentazione degli habitat e l'inquinamento delle acque. In tal senso il progetto LIFE13 NAT/IT/001129 BARBIE «Conservation and Managment of *Barbus meridionalis* and *Barbus plebejus* in the Emilian tributaries of Po River» si propone di recuperare le popolazioni autoctone delle due specie di Barbo in N°14 Siti di Interesse Comunitario delle Provincie di Parma, Reggio Emilia e Piacenza (www.lifebarbie.eu).

Lo studio descritto nel presente lavoro è stato svolto come base conoscitiva per la pianificazione di specifici interventi di conservazione. E' stato scelto un approccio multidisciplinare che prevedesse sia la caratterizzazione dello stato delle popolazioni ittiche, con particolare riguardo al *Barbus sp.* che lo studio ecologico e di qualità delle acque al fine di ritracciare le possibili minacce specifiche per la sopravvivenza delle popolazioni locali di barbo.

Materiali e Metodi

Nell'ambito del LIFE13 NAT/IT/001129, tra luglio 2014 e dicembre 2015 è stato indagato in modo multidisciplinare lo stato delle popolazioni di barbo comune (*Barbus plebejus*) e canino (*Barbus caninus*) in n. 29 siti, in alcuni affluenti emiliani del fiume Po (Tabella I).

Il campionamento ittico è stato eseguito mediante pesca elettrica con l'utilizzo di un elettrostorditore a motore spallabile (Engine powered electrofisher ELT60II, 300/500V max, 1300 watts, motore Honda, Han-grass, Germany) utilizzato a corrente continua o ad impulsi a seconda delle caratteristiche dei siti di campionamento. I pesci sono stati identificati a livello di specie sulla base dei caratteri morfologici. Per il riconoscimento dei taxa ittici sono stati utilizzati testi e materiali iconografici di letteratura (Gandolfi et al. 1991). Sul campo è stata determinata per ogni individuo la lunghezza totale (Lt) espressa in cm (± 0.1 cm) misurata dall'apice del muso fino al lobo superiore della pinna caudale, per mezzo di una tavoletta ittiometrica graduata. Dai campioni di Barbo è stato anche prelevato un campione biotico (pinna caudale o anale) per la caratterizzazione genetica; i campioni sono stati trasportati e conservati in alcol etilico 70°, in ambiente refrigerato. Gli animali, nel più breve tempo possibile, sono stati rilasciati nel medesimo sito di cattura.

Tabella I. Siti di studio.

Codice sito	SIC	Corso d'acqua	Bacino	Località	Provincia	Stagione 2015
10006.TR.1	IT4010006	Trebbia	Trebbia	San salvatore	PC	estate
10008.AR.1	IT4010008	Arda	Arda	Lugagnano	PC	estate
10011.TR.1	IT4010011	Trebbia	Trebbia	Pian Casale Gerbini	PC	estate
10016.TR.1	IT4010016	Trebbia	Trebbia	Ponte Palladini	PC	estate
10016.TR.2	IT4010016	Trebbia	Trebbia	Noce San Nicolò	PC	estate
10017.NU.1	IT4010017	Nure	Nure	Ponte dell'Olio	PC	estate
20003.ST.1	IT4020003	Stirone	Stirone	Cascatella – Parco	PR	estate
20017.LO.1	IT4020017	Lorno	Parma	Viarolo	PR	primavera
20020.PR.1	-	Parma	Parma	Marra centrale	PR	estate
20020.PR.2	-	Parma	Parma	Mulino di Cozzano	PR	primavera
20020.PR.3	IT4020020	Parma	Parma	Strada per i lagoni	PR	autunno
20020.PM.1	-	Parmossa	Parma	Pietta	PR	autunno
20020.BA.1	-	Baganza	Baganza	Calestano	PR	estate
20021.TA.1	IT4020021	Taro	Taro	Giarola	PR	primavera
20021.NA.1	IT4020021	Naviglio	Taro	Giarola	PR	primavera
20021.CE.1	IT4020021	Ceno	Taro	Viazzano	PR	estate
20022.TA.1	IT4020022	Taro	Taro	San Secondo	PR	primavera
20025.PR.1	IT4020025	Parma morta	Parma	Mezzani – Riserva	PR	estate
20027.EN.1	IT4020027	Termina	Enza	Cronovilla	PR	estate
30013.EN.1	IT4030013	Enza	Enza	La Mora	RE	estate
30013.CE.1	-	Cedra	Enza	Isola di Palanzano	PR	autunno
30013.CE.2	-	Cedra	Enza	Ponte di Lugagnano	RE	autunno
30014.RV.1	IT4030014	Vico	Enza	Canossa	RE	estate
30014.RC.1	IT4030014	Cerezzola	Enza	Casalino	RE	estate
30014.RC.2	IT4030014	Cerezzola	Enza	Rupe di Capotrera	RE	estate
30023.EN.1	IT4030023	Enza	Enza	Ponte di Montecchio	RE	estate
30023.EN.2	IT4030023	Enza	Enza	Montecchio (centro)	RE	estate
30023.EN.3	IT4030023	Enza	Enza	Ponte di Sant'Ilario	RE	estate
30023.EN.4	IT4030023	Enza	Enza	Gattatico	RE	estate

In laboratorio, da ogni singolo campione biotico è stato effettuato un prelievo pari a circa 5 mg di tessuto; il DNA genomico totale è stato estratto e purificato impiegando il kit commerciale Wizard Genomic DNA Purification Kit (PROMEGA). Per verificarne qualità e concentrazione, un volume pari a 5 µl di DNA è stato analizzato tramite corsa elettroforetica. Un frammento del gene mitocondriale codificante per il Citocromo b (Cyt b) è stato amplificato tramite PCR impiegando dapprima la coppia di primer universali descritti per vertebrati da Kocher *et al.* (1989) e successivamente la coppia di primer specifici descritti da Doadrio *et al.* (2002). Il sequenziamento del frammento del gene Citocromo b è stato effettuato in outsourcing presso la ditta MacroGen Europe Lab (Amsterdam). I profili di sequenza ottenuti sono stati controllati manualmente e le sequenze ottenute allineate tramite MEGA 5.0. L'attribuzione delle sequenze alla specie di appartenenza (*Barbus plebejus*, *B. caninus* o *B. barbus*) è stata ulteriormente verificata tramite il software BLAST con dati disponibili presso la banca dati GenBank.

A partire dai dati raccolti sul campo (inerenti la presenza di specie indigene, la condizione biologica, la presenza di ibridi, la presenza di specie aliene e la presenza di specie endemiche), per ogni sito di studio è stato anche calcolato il valore dell'Indice di Stato Ecologico delle Comunità Ittiche - ISECI (Zerunian *et al.*, 2009).

I macroinvertebrati sono stati campionati seguendo il protocollo previsto dal Notiziario dei Metodi analitici IRSA-CNR al fine di poter calcolare l'indice STAR_ICMi per la definizione dello stato di qualità dei corsi d'acqua in relazione alla comunità macrobentonica (Buffagni *et al.*, 2008). Il riconoscimento è stato effettuato utilizzando le chiavi dicotomiche di Campaioli *et al.* (1994,1998) e Sansoni *et al.* (1988). L'indice di Funzionalità Fluviale – IFF è stato calcolato in riferimento al manuale APAT (2007).

Sono stati determinati *in situ* alcuni parametri chimico-fisici delle acque (Temperatura, Ossigeno disciolto, pH e conducibilità elettrica) mediante sonde multiparametriche modello HANNA HI9828 (Metodi APAT-CNR-IRSA 2100, 4120/A1, 2060, 2030) e raccolti alcuni campioni di acqua per le successive determinazioni in laboratorio di: Richiesta Biochimica di

Ossigeno – BOD₅ (Metodo APAT-CNR-IRSA 5120/A), Azoto Ammoniacale – NH₄⁺ (Metodo APAT-CNR-IRSA 4030/A1), Azoto nitroso – NO₂⁻ (Metodo APAT-CNR-IRSA 4030/A1), Azoto nitrico – NO₃⁻ (Metodo APAT-CNR-IRSA 4040/A1), Solidi Sospesi Totali – SST (Metodo APAT-CNR-IRSA 2090/B), Rame – Cu (Metodo APAT-CNR-IRSA 3250) e Zinco – Zn (Metodo APAT-CNR-IRSA 3320).

È stata prodotta opportuna documentazione fotografica e tutti i siti sono stati georeferenziati.

Risultati

Nel 21% dei siti non sono state rinvenute popolazioni di barbo (Figura 1). In N°6 siti risultano presenti esemplari alloctoni di barbo europeo (*Barbus barbus*), di cui in un sito, nel basso Taro, in modo esclusivo. Considerando l'intera area di studio, le analisi molecolari hanno rivelato le seguenti percentuali di abbondanza: 72% di barbo comune *B. plebejus*, 18% di *B. caninus* e 10% di *B. barbus*.

In Tabella II sono riportati i valori degli indici ecologici e dei parametri chimico-fisici delle acque.

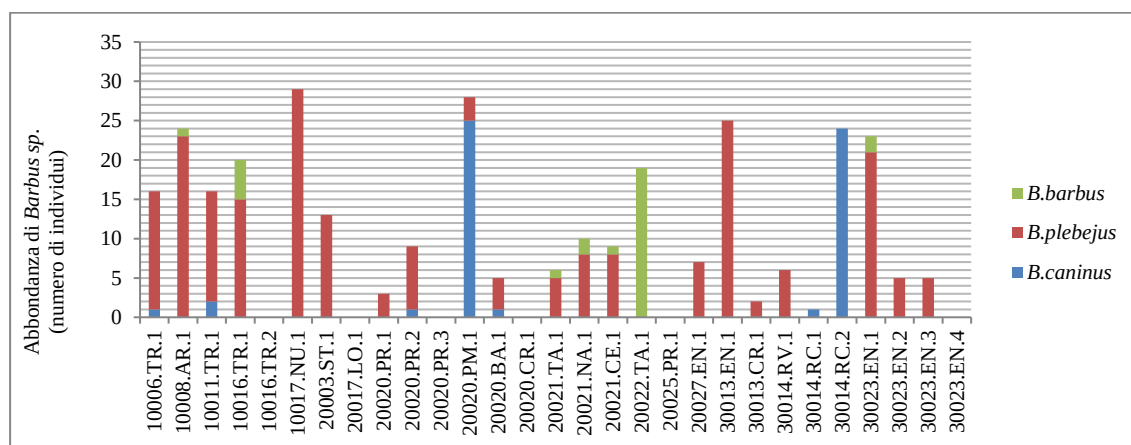


Figura 1. Abbondanza delle popolazioni di *Barbus* sp. nei differenti siti di studio.

Tabella II. Risultati dello studio ecologico ed ambientale; i colori delle caselle indicano il giudizio di qualità ecologica espresso dai valori dei differenti indici (blu=elevato, verde=buono, giallo=sufficiente/mediocre, arancione=scarso, rosso=cattivo); ND=non determinato; NA=non applicabile.

SITO	ISECI (da 1 a 0)	STAR_ICMi (da 1 a 0)	IFF (da 300 a 14)	Temperatura °C	Conducibilità μS/cm 25°C	pH unità di pH	Ossigeno %	SST mg/L	NH ₄ ⁺ mg/L	NO ₂ ⁻ mg/L	NO ₃ ⁻ mg/L	BOD ₅ mg/L	Cu mg/L	Zn mg/L
10006.TR.1	0,61	0,721	245	23,83	274	8,23	94	2,24	0,04	<0,001	0,24	2,8	<0,2	<0,2
10008.AR.1	0,61	0,545	125	21,68	325	7,91	96	2,41	0,04	<0,001	0,26	4,9	<0,2	<0,2
10011.TR.1	0,64	0,655	215	22,96	351	8,31	113	1,81	0,02	<0,001	0,3	<0,1	<0,2	<0,2
10016.TR.1	0,72	0,807	205	25,22	361	8,01	106,6	0,84	0,02	<0,001	0,26	4,8	<0,2	<0,2
10016.TR.2	0,69	0,807	205	25,22	361	8,01	106,6	0,84	0,02	<0,001	0,26	4,8	<0,2	<0,2
10017.NU.1	0,72	NA	180	25,94	388	8,1	122,5	1,23	0,03	0,01	0,39	8,13	<0,2	<0,2
20003.ST.1	0,71	0,628	103	25,55	581	7,67	60,2	4,85	0,04	0,01	0,45	2,5	<0,2	<0,2
20017.LO.1	0,66	0,510	181	14,37	398	7,74	37,2	3,83	0,03	0,01	2,42	<0,1	<0,2	<0,2
20020.PR.1	0,40	0,909	210	20,51	174	8,19	92	0,41	0,02	<0,001	0,41	2,3	<0,2	<0,2
20020.PR.2	0,52	ND	210	20,51	174	8,19	92	0,41	0,02	<0,001	0,41	2,3	<0,2	<0,2
20020.PR.3	0,66	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
20020.PM.1	0,66	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
20020.BA.1	0,49	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
20021.TA.1	0,63	1,052	195	12,96	152	8,03	108,3	<0,1	0,17	<0,001	0,4	4,3	<0,2	<0,2
20021.NA.1	0,52	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
20021.CE.1	0,68	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
20022.TA.1	0,30	0,820	105	26,84	324	7,39	136	<0,1	0,06	0,02	0,37	0,45	<0,2	<0,2
20025.PR.1	0,20	NA	123	30,78	739	8,22	137,5	66,25	0,03	<0,001	0,1	20,8	<0,2	<0,2
20027.EN.1	0,72	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
30013.EN.1	0,55	0,653	213	21,21	269	8,25	107	3,38	0,03	0,02	0,1	8,4	<0,2	<0,2
30013.CE.1	0,20	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
30013.CE.2	0,42	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
30014.RV.1	0,50	0,484	158	30,58	525	8,06	101,4	4,19	0,05	0,22	3,56	8,23	<0,2	<0,2
30014.RC.1	0,67	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
30014.RC.2	0,59	0,456	165	25	574	8,08	98	2,18	0,03	<0,001	0,08	6,68	<0,2	<0,02
30023.EN.1	0,60	NA	180	26,91	601	7,53	70	0,41	0,04	0,01	0,24	8,4	<0,2	<0,2
30023.EN.2	0,53	NA	180	26,91	601	7,53	70	0,41	0,04	0,01	0,24	8,4	<0,2	<0,2
30023.EN.3	0,64	NA	180	26,91	601	7,53	70	0,41	0,04	0,01	0,24	8,4	<0,2	<0,2
30023.EN.4	0,63	NA	102	18,51	721	7,49	42,3	36,32	0,07	0,04	5	2,88	<0,2	<0,2

Discussione

In linea generale, dallo studio emerge una forte contrazione delle popolazioni di barbo autoctono con particolare riferimento al barbo canino rispetto ai dati di letteratura. In particolare, il barbo canino è stato rinvenuto con una popolazione ben strutturata solo nel rio Cerezzola (sito 30014.RC.1, nel SIC IT4030014) e nel torrente Parmossa (sito 20020.PM.1, in zona extra SIC), nonostante la presenza storica nelle province di Parma, Piacenza e Reggio Emilia lo segnalasse in numerosi corsi d'acqua della porzione medio-appenninica e collinare dei bacini idrografici (Figura 2). La diminuzione demografica generalizzata di entrambe le specie ha tra le varie cause anche la colonizzazione di alcuni tratti di Trebbia, Taro, Arda ed Enza da parte di individui di barbo europeo alloctono (Figure 1, 2).

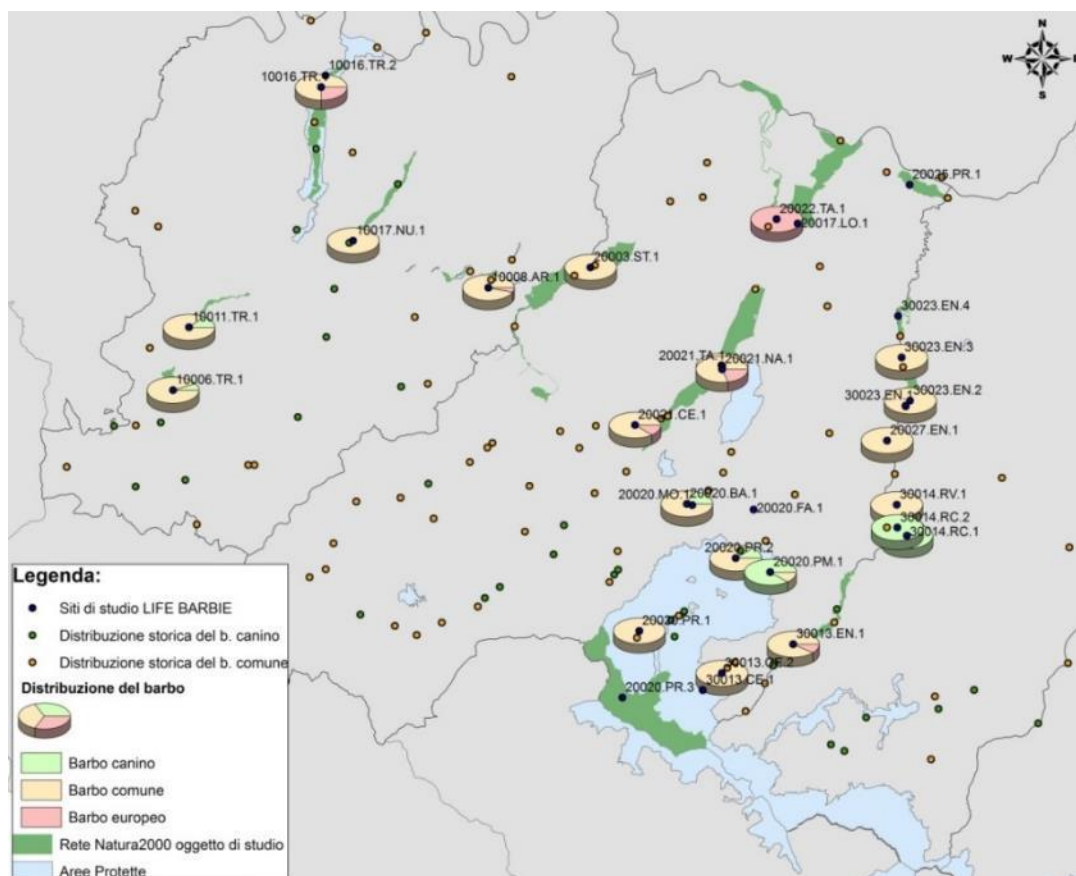


Figura 2. Distribuzione del barbo. La distribuzione storica del barbo (indicata dai punti verdi e gialli, come riportato in legenda) è stata ricostruita in riferimento alle indicazioni riportate nella Carta Ittica della Regione Emilia Romagna e nell'Atlante dell'ittiofauna della Provincia di Parma (Nonnis Marzano F. et al, 2003). Le torte indicano i risultati del presente studio.

In questo studio i siti indagati sono disposti lungo un gradiente altitudinale ampio dal crinale dell'Appennino tosco-emiliano alla pianura padana e il Fiume Po. Tale gradiente si sovrappone in buona parte con un gradiente di pressioni antropiche che si manifestano in modo preponderante nei settori di pianura ripercuotendosi sulle caratteristiche ambientali dei siti indagati: quelli che presentano un migliore stato di conservazione sono, infatti, localizzati nei contesti montano e collinare. In particolare l'alto corso dei fiumi Trebbia, Arda, Enza e Parma (siti 10006.TR.1, 10008.AR.1, 10011.TR.1, 10016.TR.1, 10016.TR.2, 20020.PR.1-2, 30013.EN.1) presentano uno stato ecologico variabile tra il buono ed il sufficiente.

Discorso a parte meritano invece i siti naturalmente o artificialmente intermittenti, caratterizzati da periodi estivi di secca più o meno estesi (siti 30014.RV.1, 30014.RC.2, 30023.EN.1-2-3-4, 10017.NU.1, 20022.TA.1). Questi siti sono spesso caratterizzati da una buona qualità in termini di caratteristiche chimico-fisiche delle acque e di comunità di macroinvertebrati nel periodo primaverile. Nel periodo estivo, invece, i valori di questi due descrittori peggiorano notevolmente e, in alcuni casi, non sono determinabili.

Due siti in particolare, nei SIC IT4010016 “Basso Trebbia” e IT4020021 “Medio Taro”, hanno mostrato uno stato di conservazione buono di tutte le matrici ambientali considerate. Questi siti, però, nelle estati siccitose come quella oggetto di studio, subiscono una forte riduzione delle portate anche a causa dei prelievi idrici per scopo irriguo. Tale riduzione delle portate, unita a un aumento delle temperature, contribuisce alla formazione di matasse algali che possono alterare il metabolismo fluviale, come in parte messo in evidenza dal basso valore di BOD₅ rilevato nel sito 20022.TA.1.



Figura 3. Fiume Enza dal ponte di Montecchio Emilia (a sinistra) e individuo di barbo morto (a destra) – estate 2015.

Ad una prima analisi, non emergono correlazioni statistiche significative tra la distribuzione della fauna ittica (limitatamente alle specie del genere *Barbus*) ed i valori dei parametri ecologici (ISECI, STAR_ICMi ed IFF) e chimico-fisici delle acque sin qui determinati. L'unico risultato, al limite della significatività statistica, sembra riguardare l'ossigeno, al cui aumentare aumenterebbe il numero di individui. La carenza idrica sembra rappresentare il parametro ambientale che incide maggiormente sulla fauna ittica, tanto da condizionarne la sopravvivenza durante i mesi estivi (Fig. 3). Analisi statistiche di maggiore dettaglio (es. analisi dei singoli parametri ambientali contemplati nel calcolo degli indici), l'allargamento dell'area di studio ed il monitoraggio nel tempo, potranno chiarire ancora meglio le minacce per la sopravvivenza delle specie oggetto di studio.

Ringraziamenti

Il presente studio è stato svolto nell'ambito del programma finanziario LIFE Natura della Commissione Europea.

Bibliografia

- APAT-IRSA (2003). Metodi analitici per le acque. Manuale n°39.
- APAT (2007). IFF 2007, Indice di Funzionalità Fluviale. (<http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00003600/3649-iff.pdf/>)
- Buffagni A., Erba S., Pagnotta R. (2008). Definizione dello Stato ecologico dei fiumi sulla base dei macroinvertebrati bentonici per la 200/60/EC (WFD): il sistema di classificazione MacrOper per il monitoraggio operativo. IRSA-CNR Notiziario dei metodi analitici, Numero Speciale (1):24–46.
- Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S. (1994). Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Edizione del Museo di Storia Naturale di Trento, 1, pp. 357.
- Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S. (1998). Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Edizione del Museo di Storia Naturale di Trento, 2, pp. 135.
- Doadrio, I., Carmona, J. A., Machordom, A. (2002). Haplotype Diversity and Phylogenetic Relationships Among the Iberian Barbels (*Barbus*, Cyprinidae) Reveal Two Evolutionary Lineages. *Journal of Heredity* 93(2), 140-147.
- Gandolfi, G., Zerunian, S., Torricelli, P., Marconato, A. (1991). I Pesci delle acque interne italiane. Ministero dell'Ambiente, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, XVI + 617 pp.
- Kocher, T. D., Thomas, W. K., Meyer, A., Edwards, S. V., Paabo, S., Villablanca, F. X. (1989). Dynamics of mitochondrial DNA evolution in animals: Amplification and sequencing with conserved primers. *Evolution*, 86, 6196-6200.
- Nonnis Marzano, F., Pascale, M., Piccinini, A. (2003). Atlante dell'ittiofauna della Provincia di Parma. Regione Emilia Romagna. Stilgraf Viadana, 127pp
- Rondinini, C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C.. (2013). Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Comitato IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.
- Sansoni G. (1988). Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani. Provincia Autonoma di Trento, Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, 190 pp.
- Tortonese, E. (1970). Osteichthyes (Pesci Ossei). Parte Prima. Fauna d'Italia. Edizioni Calderini, Bologna, 565 p.
- Zerunian S. (2002). Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia. Edagricole, Bologna, pp. 220.
- Zerunian S., Goltara A., Schipani I., Boz B.. (2009). Adeguamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE, *Biologia Ambientale*, 23, 15-30.

RIPRISTINO DELLA CONNETTIVITÀ FLUVIALE: INDIVIDUAZIONE DEI PRINCIPALI NODI DI DISCONTINUITÀ NEL BACINO DEL FIUME PO

RIVER CONNECTIVITY RESTORATION: IDENTIFICATION OF THE MAIN FRAGMENTATIONS IN THE PO RIVER BASIN

CESARE MARIO PUZZI^{1*}, STEFANIA TRASFORINI¹, MASSIMO SARTORELLI¹, DANIELE
TAMBORINI¹

1. G.R.A.I.A. Srl – Gestione e Ricerca Ambientale Ittica Acque, via Repubblica 1, 21020 Varano Borghi (VA)* corresponding author: telephone number 00390332961097 int. 201; e-mail: cesare.puzzi@graia.eu

Parole chiave: Bacino del fiume Po, frammentazioni fluviali, progetto Life, passaggi e percorsi per pesci

Keywords Po River basin, river fragmentation, Life Project, fish passages, fishways

Riassunto

Nell'ambito del Progetto Life-Nature LIFE 11 NAT/11/188 "Con.Flu.Po.", contestualmente alla costruzione di un passaggio per pesci presso la diga di Isola Serafini (Fiume Po, Monticelli d'Ongina, PC), è stato effettuato un censimento delle frammentazioni d'ostacolo alla libera percorribilità ittica dei principali corpi idrici del reticolo idrografico del Fiume Po. Tenendo conto dell'areale delle specie target del progetto è stato delimitato il reticolo idrografico di interesse; sono state caratterizzate circa 80 frammentazioni definendone 59 come critiche per valicabilità e si sono prospettati i possibili interventi stimandone i relativi costi. Lo studio fornisce uno strumento concreto di lavoro, approfondimento e pianificazione ad uso di tutti gli stakeholder a livello di bacino idrografico a favore del ripristino di una naturale disponibilità di habitat per le specie ittiche autoctone (spesso endemiche).

Abstract

A census of main river fragmentations of the Po River basin main rivers fragmentations was performed within the project Life-Nature LIFE 11 NAT/11/188 "Con.Flu.Po.", result of which was the construction of Isola Serafini Fish Passage (Isola Serafini Dam, Monticelli d'Ongina, PC). The area of interest was outlined taking into account the current distribution of some species of Community interest: 80 river fragmentations were identified and described; 59 of them were judged as impassable/partially passable by fish and the related costs of intervention were estimated. The study represents a working tool for each stakeholder involved into the habitat restoration or fish species conservation.

Brief Communications

La deframmentazione della continuità longitudinale dei corpi idrici costituisce un'importante strategia di conservazione e recupero delle specie ittiche di interesse conservazionistico, in quanto la libera percorribilità dei corsi d'acqua consente all'ittiofauna nativa di soddisfare le originarie opportunità (e necessità) di spostamento e di scambio genico che ne hanno consentito l'evoluzione locale.

Nell'ambito del Progetto Life-Nature LIFE 11 NAT/11/188 ("Restoring connectivity in Po River basin opening migratory route for *Acipenser naccarii*" (Bonaparte, 1836) and 10 fish

species in Annex II" "Con.Flu.Po."), contestualmente alla costruzione del più grande passaggio per pesci in Italia presso la diga di Isola Serafini (Fiume Po, Monticelli d'Ongina, PC), è stato effettuato un censimento delle frammentazioni d'ostacolo alla libera percorribilità ittica dei principali corpi idrici del reticolo idrografico del Fiume Po. Oltre al censimento e alla caratterizzazione delle frammentazioni dei principali tributari del Fiume Po, lo studio approfondisce anche la fattibilità (e i relativi costi) dei potenziali interventi di deframmentazione. La costruzione del passaggio per pesci presso Isola Serafini si rivela infatti propedeutica ad un programma di ripristino della continuità longitudinale a vasta scala, che si basa innanzitutto sull'identificazione dei principali nodi di discontinuità del reticolo idrografico, oggetto dello studio menzionato.

Lo studio fornisce uno strumento concreto di lavoro, approfondimento e pianificazione ad uso di tutti gli *stakeholder* a livello di bacino idrografico, a favore del ripristino di una naturale disponibilità di habitat per le specie ittiche autoctone (spesso endemiche).

Il ruolo centrale delle "infrastrutture verdi" (a cui i passaggi per pesci sono ascrivibili) è riconosciuto dalla nuova politica sulla biodiversità dell'Unione Europea dopo il 2010, che definisce prioritaria l'elaborazione di una strategia per la loro realizzazione, considerandole tra i principali strumenti per far fronte alle minacce poste alla biodiversità dalla frammentazione degli habitat.

Lo studio si articola in tre sezioni inerenti le specie ittiche target, la definizione del reticolo idrografico prioritario e la caratterizzazione degli sbarramenti critici.

L'ordine con cui le tre parti sono esposte ricalca la sequenzialità logica del percorso di studio. L'approfondimento sulle specie target del progetto Life è stato infatti necessario e preparatorio all'individuazione del "reticolo idrografico prioritario", cioè della porzione di reticolo del bacino del Fiume Po su cui è opportuno agire prioritariamente in favore del ripristino della percorribilità ittica fluviale. Tale reticolo è stato individuato dunque considerando gli areali originari e attuali delle specie target, e limitato - secondo un irrinunciabile criterio di efficacia ed efficienza - ai principali affluenti del Po (corsi d'acqua di 2° ordine) in cui esse sono native. Tutti i tronconi fluviali compresi nel reticolo prioritario sono stati quindi caratterizzati dal punto di vista geografico, idrologico, morfologico, ecosistemico, naturalistico e ittiologico, al fine di valutarne le potenzialità attuali in qualità di serbatoi e veicoli di conservazione delle specie target.

In ciascun corpo idrico è stato operato un attento *screening* di ogni sbarramento, arrivando ad individuare le impercorribilità presunte o accertate. Ciascuna frammentazione è stata quindi caratterizzata e ne è stata valutata la valicabilità attuale. Laddove sono state riconosciute situazioni di invalicabilità dell'ostacolo da parte di una o più specie target, sono stati prospettati gli interventi di mitigazione e tali interventi sono stati quotati economicamente, almeno come stima di massima.

L'area di interesse è rappresentata dall'intero bacino idrografico del Fiume Po. Tale bacino ha estensione territoriale pari a circa 70.700 km² (alla sezione di Pontelagoscuro); la sola asta del Fiume Po è lunga circa 650 km ed è alimentata da 141 affluenti (di 2° ordine), il cui sviluppo completo è pari a meno di 1/9 del reticolo degli affluenti di 3° ordine (AdbPo, 2006). Da qui è derivata la necessità di circoscrivere lo studio ad un'area opportunamente dimensionata e definita, in modo che la sua deframmentazione potesse dirsi strategica ed efficace.

Obiettivo di conservazione dello studio sono le specie target del progetto Life Con.Flu.Po elencate in

; su di esse è stata basata la definizione del reticolo idrografico prioritario.

Sovrapponendo tra loro le aree di distribuzione attuale delle 12 specie ittiche target (ricostruita sulla base dei dati dei monitoraggi compiuti negli ultimi 10 anni), emerge che esse si concentrano nella porzione di pianura (linea nera tratteggiata nella figura sottostante). Le presenze al di fuori del perimetro di tale area sono imputabili alle specie più prettamente di

acque pedemontane e collinari, per le quali sono comunque vocazionali anche i tratti di alta pianura dei fiumi maggiori.

Tabella VI. Specie target dello studio. Stato di conservazione di ciascuna specie secondo le liste rosse nazionali e internazionale (AdBPO, 2009; Lista Rossa IUCN italiana, 2013; Lista Rossa IUCN, 2015).

Nome Comune	Nome Scientifico	Normativa di tutela	Lista Rossa IUCN 2016	Lista Rossa IUCN Italiana 2013	Lista Rossa Fiume Po AdBPO 2009
Storione cobice	<i>Acipenser naccarii</i>	Direttiva HAB.92-2*e4	CR	CR	CR
Anguilla	<i>Anguilla anguilla</i>	Reg. CE 1100/2007	CR	CR	VU
Barbo canino	<i>Barbus caninus</i>	Direttiva HAB.92-2e5	EN	EN	CR
Pigo	<i>Rutilus pigus</i>	Direttiva HAB.92-2e5	LC	EN	CR
Trota marmorata	<i>Salmo marmoratus</i>	Direttiva HAB.92-2	LC	CR	EN
Savetta	<i>Chondrostoma soetta</i>	Direttiva HAB.92-2	EN	EN	EN
Lasca	<i>Protochondrostoma genei</i>	Direttiva HAB.92-2	LC	EN	EN
Cheppia o alosa	<i>Alosa fallax</i>	Direttiva HAB.92-2e5	LC	VU	EN
Lampreda padana	<i>Lampetra zanandrei</i>	Direttiva HAB.92-2e5	LC	VU	EN
Barbo comune	<i>Barbus plebejus</i>	Direttiva HAB.92-2e5	LC	VU	VU
Cobite comune	<i>Cobitis bilineata</i>	Direttiva HAB.92-2	LC	LC	VU
Vairone italico	<i>Telestes muticellus</i>	Direttiva HAB.92-2	LC	LC	VU

A questo punto, incrociando i dati di distribuzione attuale e originaria delle specie target, e intersecandole con il reticolo idrografico dei principali affluenti del Fiume Po, se ne estrapola una porzione dello stesso corrispondente alla zona planiziale di alcuni dei maggiori affluenti di destra e di sinistra del Fiume Po, che sono stati dunque selezionati per una fase di caratterizzazione ambientale e ittiologica più di dettaglio.

La mappa presentata in seguito mostra i bacini dei principali affluenti del Fiume Po e la porzione del relativo reticolo idrografico definita prioritaria sulla base dei seguenti criteri:

- l'appartenenza all'areale originario della specie prioritaria *Acipenser naccarii*;
- la presenza attuale e/o l'autoctonia nei tratti fluviali selezionati delle altre specie target;
- il collegamento con i grandi laghi prealpini (areale originario della gran parte delle specie target e veicoli di ricolonizzazione e di recupero delle popolazioni locali).

In seguito è riportato l'elenco completo dei corsi d'acqua con la specifica delle tratte fluviali che rientrano nel reticolo idrografico prioritario individuato.

Ciascun corso d'acqua è stato caratterizzato analizzandone la geografia, l'idrologia e la morfologia fluviale, lo stato di qualità delle acque, l'entità dei prelievi idrici, la naturalità dell'habitat fluviale e lo stato del popolamento ittico. Per ogni tratto fluviale di interesse sono stati individuati tutti i nodi di discontinuità rilevati ad un primo esame delle mappe di *Google Earth*, *Google Maps* e *Bing Maps*: secondariamente le frammentazioni sono state oggetto di sopralluogo.

La caratterizzazione e l'analisi delle frammentazioni fluviali si è svolta anche mediante l'acquisizione di indagini e studi pregressi svolti dagli Enti territorialmente competenti nell'area di indagine: in particolare per il Fiume Adda sublacuale sono stati acquisiti gli studi svolti dal Parco Adda Nord e dal Parco Adda Sud. Per il Fiume Oglio sono stati utilizzati dati di proprietà del Parco Oglio Nord. In questi contesti le informazioni (e le problematiche) erano già ben dettagliate in precedenza; in generale altre informazioni di contorno sono state desunte, laddove possibile, dalla bibliografia e dalla sitografia.

I sopralluoghi effettuati sono stati mirati alla caratterizzazione degli sbarramenti e alla valutazione della loro valicabilità. Tale giudizio è stato redatto in base all'altezza del salto generato dalle discontinuità, dalla tipologia del flusso d'acqua sopra lo stesso salto, dalla

presenza di passaggi per pesci artificiali, dall'esame della loro funzionalità idraulica (ove il dimensionamento era disponibile o misurabile). Le valutazioni sono state effettuate anche alla luce delle capacità natatorie delle specie target presenti presso i diversi nodi di discontinuità. Delle 80 discontinuità fluviali individuate nell'area di interesse 21 si sono rivelate non critiche (in quanto rappresentate da ostacoli valicabili o da ostacoli invalicabili muniti di passaggi per pesci) e 59 sono state giudicate invalicabili o parzialmente valicabili.

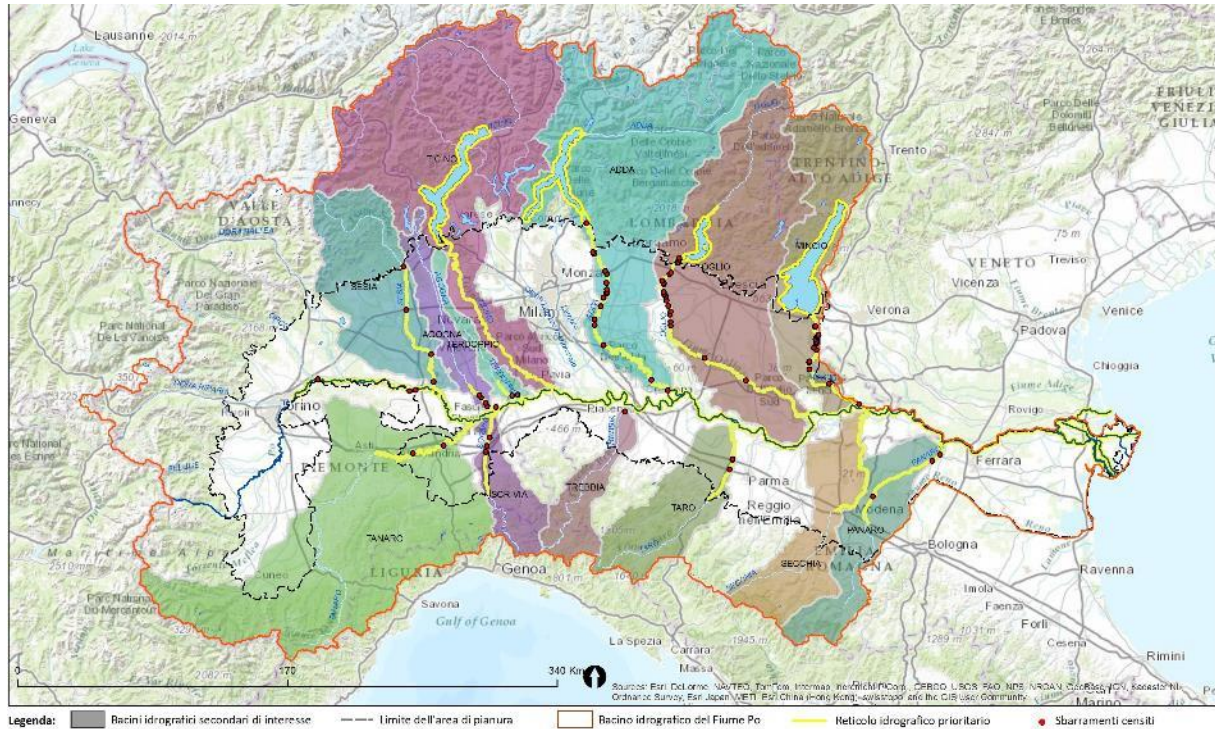


Figura 14. Mappa delle frammentazioni censite all'interno del reticolo idrografico prioritario

Tabella VII. Corsi d'acqua e loro tronconi fluviali prioritari per gli interventi di ripristino della percorribilità ittica fluviale a scala di bacino (elenco in ordine valle-monte del punto di immissione nel Po).

Corso d'acqua	Progressiva Km dalla confluenza	Lato di confluenza	Troncone fluviale interessato
Fiume Panaro	545,5	DX	Tutto il tratto planiziale
Fiume Secchia	496,5	DX	Tutto il tratto planiziale
Fiume Mincio	494,5	SX	Tutto il corso del fiume, dalla confluenza fino all'incile del Lago di Garda
Fiume Oglio	464	SX	Tutto il corso del fiume, dalla confluenza fino all'incile del Lago d'Iseo
Fiume Taro	408	DX	Tutto il tratto planiziale
Fiume Adda	362	SX	Tutto il fiume sublacuale, dalla confluenza fino all'incile del Lago di Como
Torrente Trebbia	326,2	DX	Tutto il tratto planiziale
Fiume Ticino	268,6	SX	Tutto il fiume sublacuale, dalla confluenza fino all'incile del Lago Maggiore
T. Terdoppio Lomellino	254	SX	Tutto il corso
Torrente Agogna	239	SX	Tutto il tratto planiziale
Torrente Scrivia	237	DX	Tutto il tratto planiziale
Fiume Tanaro	224,2	DX	Tutto il tratto planiziale
Fiume Sesia	198,2	SX	Tutto il tratto planiziale
Asta del Fiume Po	-	-	Tutto il tratto planiziale

Ove si sono riscontrate criticità si sono definite le possibilità di intervento e il relativo costo di massima necessario alla realizzazione di un passaggio dei pesci. Le schede sono compilate con dettaglio differente in base alle informazioni disponibili e rappresentano la banca dati aggiornata al 31/12/2013 (e aggiornabile) sullo stato della frammentazione dell'area di studio e sulle possibilità e costi di intervento di ripristino della sua permeabilità.

Per quanto concerne i risultati ottenuti si sottolineano da subito due casi particolari costituiti dal Fiume Ticino (prioritario ma completamente deframmentato) e il Torrente Trebbia (non compromesso dalla presenza di specie esotiche invasive proprio grazie allo sbarramento che insiste sulla sua foce in Po).

In conclusione, tenendo conto dell'areale delle specie target del progetto "ConFluPo", è stata identificata un'area di interesse corrispondente grossomodo a quella pianiziale del bacino del Fiume Po: lungo i corsi d'acqua principali (2° ordine) del relativo reticolo idrografico sono state identificate 80 frammentazioni della continuità fluviale. Dopo i sopralluoghi sul campo e la caratterizzazione delle discontinuità si è formulato un giudizio sulla valicabilità degli ostacoli. Tenendo conto degli interventi di deframmentazione realizzati, in costruzione o approvati (ad agosto 2016) si contano 59 discontinuità invalicabili o parzialmente valicabili che necessitano di un intervento di deframmentazione: tali interventi (e i relativi costi di massima) sono stati prospettati nell'elaborato presentato e disponibile sul sito <http://www.life-conflupo.eu/>.



Figura 15. Scheda di approfondimento di una delle frammentazioni censite.

Tabella VIII. Elenco dei 59 sbarramenti considerati parzialmente o non valicabili dall'ittiofauna. I sopralluoghi sono stati effettuati nel 2013, mentre questi dati sono aggiornati al 2016: sono stati pertanto esclusi gli sbarramenti presso i quali è stato realizzato un passaggio per pesci o ne è attualmente nota una fase di progettazione dello stesso.

Fiume	Codice	Long. Est UTM32 WGS84	Lat. Nord UTM32 WGS84	COMUNE	Progressiva Km
Adda	A1	568801	4998920	CASTELNUOVO BOCCA D'ADDA	134,02
Adda	A3	540122,5	5018596	LODI	68,689
Adda	A4	536145,2	5027564	ZELO BUON PERSICO	57,101
Adda	A7	540114,5	5039573	CASSANO D'ADDA	40,043
Adda	A9	541654	5041897	CASSANO D'ADDA	37,038
Adda	A13	540617,9	5051352	TREZZO SULL'ADDA	25,68
Adda	A14	533737,3	5058794	CALUSCO D'ADDA	15,175
Adda	A15	535256,9	5059508	ROBBIATE	13,901
Agogna	AG2	488613,4	4991565	MEZZANA BIGLI	133,636
Agogna	AG3	487925,2	4992998	GALLIAVOLA	131,685
Agogna	AG4	485857,1	4995642	GALLIAVOLA	125,574
Agogna	AG5	485106,9	4996540	LOMELLO	124,002
Mincio	MI1	654055	4994330	RONCOFERRARO	70,735
Mincio	MI2	640466,5	5003069	MANTOVA	50,722
Mincio	MI3	631712,9	5009208	GOITO	33,625
Mincio	MI4	631442,2	5012371	GOITO	29,317
Mincio	MI5	631524,8	5012689	GOITO	28,93
Mincio	MI6	634469	5018063	MARMIROLO	20,38
Mincio	MI7	633453,8	5018938	VOLTA MANTOVANA	18,705
Mincio	MI8	634315,8	5020426	VOLTA MANTOVANA	16,957
Mincio	MI9	634476,9	5021078	VALEGGIO SUL MINCIO	16,298
Mincio	MI10	634476,3	5021659	VALEGGIO SUL MINCIO	15,727
Mincio	MI11	634029,1	5022725	VALEGGIO SUL MINCIO	14,527
Mincio	MI12	634763	5023628	VALEGGIO SUL MINCIO	13,258
Mincio	MI13	634905,4	5023864	VALEGGIO SUL MINCIO	12,981
Mincio	MI14	635281,6	5024495	VALEGGIO SUL MINCIO	12,248
Mincio	MI15	633502,9	5028103	PONTI SUL MINCIO	7,012
Mincio	MI16	633921,3	5028274	PONTI SUL MINCIO	6,361
Oglio	O2	585038,7	5013580	ROBECCO D'OGGIO	77,871
Oglio	O3	569808,9	5027605	ORZINUOVI	44,609
Oglio	O4	569775,7	5029228	SONCINO	42,623
Oglio	O6	569811,9	5033683	ROCCA FRANCA	37,181
Oglio	O7	568680	5036312	PUMENENGO	33,367
Oglio	O8	567913,2	5038563	URAGO D'OGGIO	30,226
Oglio	O12	566677,3	5042406	CALCIO	24,609
Oglio	O14	566612	5046289	PONTOGLIO	18,24
Oglio	O15	565838	5047153	PONTOGLIO	16,849
Oglio	O16	569050,5	5050191	PALAZZOLO SULL'OGGIO	11,786
Oglio	O17	569677,4	5050755	CASTELLI CALEPIO	10,95
Oglio	O18	569718,7	5050811	CASTELLI CALEPIO	10,876
Oglio	O20	572474,5	5055328	CREDARO	4,221
Oglio	O21	572835	5055621	CREDARO	3,733
Oglio	O22	573212,4	5056687	PARATICO	2,672
Oglio	O23	573313,1	5057320	VILLONGO	1,879
Panaro	P1	690636,6	4972892	BONDENO	112,529
Panaro	P2	687315,8	4970098	BONDENO	107,654
Panaro	P3	661195,2	4953569	BOMPORTO	70,981
Po	PO2	454113,4	4998455	CASALE MONFERRATO	181,187
Po	PO3	413318	5004098	CHIVASSO	133,219
Scivia	SC1	489713,9	4977824	CASTELNUOVO SCRIVIA	71,722
Scivia	SC2	488429	4973969	TORTONA	67,496
Scivia	SC3	487932,6	4971435	TORTONA	64,664
Sesia	SE2	463741,1	5014631	PALESTRO	121,246
Sesia	SE3	452965,3	5034312	GREGGIO	92,188
Sesia	SE4	451814,1	5053246	ROMAGNANO SESIA	71,539
Tanaro	TA1	469089,2	4974098	ALESSANDRIA	218,811
Tanaro	TA2	453314,1	4970749	FELIZZANO	197,529
Taro	T3	596887	4964305	FONTEVIVO	103,143
Terdoppio	TER2	499720,3	4996264	ZINASCO	56,649

Ringraziamenti

Questa comunicazione presenta uno degli elaborati prodotti nell'ambito del Progetto Life-Nature LIFE 11 NAT/11/188 ("Restoring connectivity in Po River basin opening migratory route for *Acipenser naccarii** and 10 fish species in Annex II" "Con.Flu.Po."); realizzato grazie al contributo della Comunità Europea nell'ambito dei fondi Life. Il capofila del progetto è

Regione Lombardia - DG Agricoltura. Questa comunicazione è stata redatta anche grazie al conferimento di una borsa di studio da parte dell'Università degli Studi dell'Insubria.

Bibliografia e sitografia

- AdbPo (2006). Caratteristiche del bacino del Fiume Po e primo esame dell'impatto ambientale delle attività umane sulle risorse idriche. Parma, 643 pp.
- AdbPo (2009). Carta Ittica del Fiume Po. 2009. p. 350 pp, Rapporto tecnico pubblicato in parte sul sito: <http://www.adbpo.it/download/CartaItticaPo2009/sommario.htm>.
- DWA (2014) Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke—Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Merkblatt 509, DWA-Verlag. ISBN 978-3-942964-91-3
- FAO/DVWK (2002) Fish Passes – Design, Dimensions and Monitoring. FAO, Rome.
- GRAIA (2014). Studio per la deframmentazione del bacino del Fiume Po. Disponibile online: <http://www.life-conflupo.eu>
- IUCN.org. (2016). IUCN. REDLIST. [Online] <http://www.iucnredlist.org>.
- Rondinini, C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C. (2013). Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Roma: Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.
- Roscoe D. W., Hinch S. G. (2010). Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries*, 2010, 11, 12–33. Centre for Applied Conservation Research and Department of Forest Sciences, University of British Columbia, 2424 Main Mall, Vancouver, BC, Canada, V6T 1Z4.
- Mallen-Cooper M., Brand, D.A. (2007) Non-salmonids in a salmonid fishway: what do 50 years of data tell us about past and future fish passage? *Fisheries Management and Ecology* 14, 319–332.
- Schmutz S., Mielach C. (2013). Measures for ensuring fish migration at traversal structures. ICPDR - International Commission for the Protection of the Danube River. ICPDR Secretariat, Vienna International Centre/ D0412.

FACTORS INFLUENCING THE DISTRIBUTION OF BROWN TROUT (SALMO TRUTTA COMPLEX) IN ABRUZZO (CENTRAL ITALY): IMPLICATIONS FOR NATIVE BROWN TROUT CONSERVATION

FATTORI CHE INFLUENZANO LA DISTRIBUZIONE DELLA TROTA DI TORRENTE (SALMO TRUTTA COMPLEX) IN ABRUZZO (ITALIA CENTRAL): IMPLICAZIONI PER LA CONSERVAZIONE DEL CEPPO AUTOCTONO

FEDERICA PICCOLI¹, TOMMASO PAGLIANI², GIOVANNA LANCIANI², ELENA PALANTI³, NICOLA CELLI², GIUSEPPE DI RENZO², BIAGIO SALVATORE², STEFANIA CAPORALE², MARINA VAGHI³, FRANCESCO NONNIS MARZANO³, MAURIZIO BIONDI¹

1. *Department of Life, Health and Environmental Sciences, University of L'Aquila, piazzale Salvatore Tommasi 1, 67100 Coppito (AQ). Corresponding Author: fedepiccoli@gmail.com; +39.339.7715550*
2. *Environmental Science Center, Fondazione Mario Negri Sud, via Nazionale 8/A, 66030 Santa Maria Imbaro (CH)*
3. *Department of Bio Sciences, University of Parma, viale delle Scienze, 11/A 43100 Parma*

Keywords: Brown trout / habitat assessment / Abruzzo / river

Parole chiave: Trota di torrente / habitat assessment / Abruzzo / fiume

Abstracts

Between 2010 and 2012, brown trout population from thirty-two locations across several Rivers Basin in Abruzzo (Central Italy) was investigated with a multidisciplinary point of view. 208 specimens were collected by electric fishing. SNPs analysis of mitochondrial control region *D-Loop* was performed for the identification of evolutionary lineages. In addition, we analyzed the *LDH-C1** alleles to identify hybrids with RFLP technique. Some water parameters were analysed in each situ. Habitat Assessment Index was finally calculated to determinate the ecological status of rivers.

Eleven (34%) sites showed complete absence of brown trout. Different percentages of Atlantic, Adriatic and, marginally, Marmoratus haplotypes were detected. No unique correspondence between morphological and genetic data resulted. This study describes for the first time the state of brown trout populations of the Abruzzo Rivers with a multidisciplinary approach.

The studied physic-chemical parameters of water are complied with the Italian inland surface waters laws. Most of the studied sites (38%) present a good ecological quality. Just the 25% of sites are characterized by a poor ecological status. The distribution of brown trout is not connected with the HA value. Furthermore, the correlation matrix (64 ecological variables) show the only highly significant correlation between the values of HA and Dissolved Oxygen ($r = 0.47$, $p < 0.01$).

The environmental factors that influence the distribution of brown trout in Abruzzo will be further investigated. The high introgression of Atlantic haplotypes may be linked to restocking activities in support of sport fishing practiced for some time in the studied area.

Riassunto

Fra il 2010 ed il 2012 è stato indagato in modo multidisciplinare lo stato delle popolazioni abruzzesi di trota di torrente in 32 siti nei bacini Aterno-Pescara, Sangro, Foro, Trigno e Sinello.

208 esemplari sono stati catturati e le linee evolutive sono state evidenziate mediante analisi dei *Single Nucleotide Polymorphism* (SNPs) della regione D-Loop del mtDNA. La presenza di ibridi è stata indagata mediante analisi dei genotipi nucleari LDH-C1. Per ogni sito sono stati rilevati parametri ambientali e valutato l'*Habitat Assessment* (HA).

Nel 34% dei siti non vi erano trote. Nei bacini Foro e Trigno era presente il solo ceppo atlantico, mentre nei restanti erano presenti i ceppi adriatico, atlantico e marmorata. Lo studio ha definito un primo quadro del livello di naturalità delle popolazioni e di introgressione del ceppo atlantico. L'analisi contestuale delle caratteristiche della livrea e lo studio molecolare lasciano dubbi sulla correlazione dei risultati.

In riferimento ai risultati dell'HA, nel 38% dei siti la qualità ecologica era buona e i parametri chimico-fisici conformi agli standard. Non emerge una relazione tra presenza/assenza di trote e HA. Non si evidenzia correlazione tra HA, densità, biomassa e percentuale di individui afferenti ai tre ceppi. Solo la correlazione fra HA e ossigeno è risultata altamente significativa ($r=0,47$ con $p<0,01$).

I fattori che influenzano la distribuzione di trota di torrente in Abruzzo dovranno quindi essere ulteriormente indagati. Per quanto riguarda nello specifico le elevate introgressioni del ceppo alloctono si può ipotizzare che siano invece collegate alle attività di ripopolamento ai fini alieutici.

Introduction

The brown trout is a typical element of Eurasian river fauna (Meraner *et al.*, 2007). However, due to environmental degradation and intensive stocking with non-native fish local population have been declining in several countries and in some regions they have even become extinct (Koljonen & Kallio-Nyberg, 1991) or completely replaced by hatchery-reared fish (Garcia-Marin *et al.*, 1991). In Italy, brown trout has a considerable economic significant for fisheries management and, during the last century, domesticated strains have been transferred to most of the freshwater basins without considering the presence of autochthonous populations (Nonnis Marzano *et al.*, 2003).

Management or recovery plans for fish populations are complicated by limited data on genetic characteristics. The exclusively use of external morphology is questionable because of the phenotypic plasticity of salmonids. In particular, previous studies in Abruzzo (Turin *et al.*, 1998; Ruggieri 2005; Luciani *et al.*, 2007; Barbieri *et al.*, 2000; De Curtiis 2002; Ketmaier & Bianco, 2003; Marconato *et al.*, 2006; Zerunian e Ruggeri, 2007; Pagliani *et al.*, 2008) are based almost entirely on morphological criteria, including body size, color and meristics.

The aim of this study is increase a knowledge about a population size and a distribution of Abruzzo's brown trout to support a preservation, restoration and durable management of native populations. A morphological characterization and a contextually molecular investigation were carried out. Water quality analysis and Habitat Assessment evaluation complete this multidisciplinary study.

Materials and Methods

Between July 2010 and December 2012, a total of 208 brown trout specimens from thirty-two locations across several Rivers Basin in Abruzzo (Adriatic side of Central Italy) were collected by electric fishing. Phenotypical assignment was performed according to AIIAD, Italian Association of Freshwater Ichthyologists (Zanetti *et al.*, 2013) based on colour patterns. Each animal were measured and fin-clipped and then released in the same location. Measurements included total length (Lt, cm) and the weight (W, g). Fin fragment were preserved in 70% ethanol until DNA extraction.

Total DNA was isolated using Wizard® Genomic DNA Purification Kit (Promega). DNA quality was visually inspected by 1% agarose gel electrophoresis in TAE buffer. Multiplex

SNPs analysis of mitochondrial control region *D-Loop* was performed for the identification of the Atlantic (AT), Mediterranean (ME), Marmoratus (MA) or Adriatic (AD) evolutionary lineages (Apostolidis *et al.* 2007; Bernatchez *et al.*, 1992; Bernatchez, 2001). Molecular analysis and PCR conditions were those described by Apostolidis *et al.* (2007). In addition, we analysed the *LDH-C1** alleles to identify hybrids with RFLP technique. This nuclear gene was amplified by *Ldhxon3F/ Ldhxon4R* primers and then cut by *Bs*II using the method of McMeel *et al.* (2001).

Some water physico-chemical parameters (T, °C - pH, unit - conductivity, µS/cm - dissolved oxygen, mg/L) were analysed in each situ by multi-parametric probe HQ40 (Hach Lange, Dusseldorf, Germany). While, the analysis of various ionic species (Cl⁻, SO₄²⁻, F⁻, NO₂⁻, Br⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, Mg²⁺, Li⁺, K⁺, Na⁺, NH₄⁺, Ca²⁺ in mg/L) and metals (Be, B, Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Se, Sr, Ag, Cd, Sn, An, Ce, Ba, Hg, TI, Pb, U in µg/L) were carried out in laboratory as per methods described respectively in APAT-IRSA 39/2003 and EPA 6020A/2007 manuals.

Habitat Assessment Index was finally calculated according with Barbour *et al.* (1999) to determinate also the ecological status of studied rivers.

Statistical analysis (IBM SPSS Software Vers. 20) were carried out in order to value the possible existence of: a) a correlation (Pearson matrix) between the chemical-physical and environmental factors with the distribution of the entire brown trout population and the single genetic strains from overall river sites; b) a significant difference in the genetic distribution of brown trout populations from the different studied sites by the non-parametric Kruskal-Wallis test for independent samples; c) homogeneous groups (by hierarchical cluster analysis) of river sites samples on the basis of the genetic strains distribution of the brown trout population.

Results

Eleven (34%) study sites showed complete absence of brown trout specimens (Table I).

Mitochondrial control region analyses provided data on the percentage of different evolutionary lineages described by Bernatchez (2001), in each sampling site (Figure 1). Different percentages of Atlantic, Adriatic and, marginally, Marmoratus haplotypes were detected in different study sites. No Mediterranean (*sensu* Bernatchez, 2001) haplotype emerged within an entire group of 208 animals, even if both Adriatic and Mediterranean haplotypes belong to Apennine brown trout (Zanetti *et al.*, 2013). RFLP data on nuclear gene *LDH-C1** revealed the occurrence of all three genotypes: *LDH-C1* 100/100* homozygote genotype (mediterranean), *LDH-C1* 90/90* homozygote genotype (atlantic), *LDH-C1* 100/90* heterozygote genotype (hybrids).

As a consequence of the integrated analysis, no unique correspondence between morphological and genetic data resulted (Figures 2 and 3).

From a general point of view, although the molecular investigation identified native individuals, the contextual analysis of the characteristics of the livery suggested hybrid populations. In fact, 75% of the total investigated brown trout populations showed hybrid characteristics and the 25% Atlantic.

The studied physic-chemical parameters of water are complied with the Italian inland surface waters laws (legislative degree N. 152/06 and its amendments). Most of the studied sites (38%) present a good ecological quality. Just the 25% of sites are characterized by a poor ecological status.

Table 1. Dimension of Brown Trout populations in the study area (Abruzzo - Adriatic side of Central Italy).

Basin	River	Location	Code	Coordinate		Altitude m slm	Dimension		
				m E	m N		N°	Abundance (ind/mq)	Biomass (ind/mq)
Sangro	Sangro	Gamberale	SNGCH00	437585	4637402	666	15	0,020	Nd
	Rio Verde	Borrello	SNGCH01	443878	4640532	778	12	0,009	2,253
	Turcano	Rosello	SNGCH03	446341	4637015	978	10	0,008	1,450
	Gufo	Roio	SNGCH05	449681	4643210	1023	4	0,080	11,080
	Aventino	Palena	SNGCH06	427121	4646199	950	0	0,000	0,000
	Aventino	Lama	SNGCH07	421980	4650784	570	4	0,044	37,944
	Aventino	Taranta	SNGCH14	433525	4654423	630	5	0,002	0,896
	Parello	Pizzoferrato	SNGCH09	435971	464519	885	2	0,005	2,175
	Verde	Fara	SNGCH10	440199	4683512	500	4	0,080	12,760
	Verde	Casoli	SNGCH11	437182	4618198	197	0	0,000	0,000
	Avello	Palombaro	SNGCH12	433689	4666483	468	8	0,040	2,175
	Schiera	Montenerodomo	SNGCH13	436494	4649697	880	4	0,016	0,085
Aterno-Pescara	Orte	Piano d'Orte	ATPE00	416382	4680308	133	0	0,000	0,000
	Orte	Roccacaramanico_1	ATPE01	419061	4661095	968	22	0,440	68,800
	Orte	Roccacaramanico_2	ATPE06	419097	4662198	973	9	0,045	Nd
	San Callisto	Popoli	ATPE03	402531	4670204	265	20	0,100	Nd
	Tirino	Bussi	ATPE04	403553	4675540	314	0	0,000	0,000
	Tirino	Montedison	ATPE05	409115	4673042	319	10	0,111	1,944
	Pescara	De Contra	ATPE07	403692	4669961	242	6	0,017	Nd
	Sagittario	Anversa	ATAQ01	412387	4648314	679	21	0,300	32,286
	Sagittario	Cavuto	ATAQ02	407833	4655077	511	15	0,075	Nd
	Arano	Ovindoli	ATAQ03	454285	4674525	1100	0	0,000	0,000
	Rio Gamberale	Rocca di Mezzo	ATAQ04	378048	4674404	1300	0	0,000	0,000
	Caporitorto	Rocca di Cambio	ATAQ05	375823	4676737	1284	0	0,000	0,000
	Aterno	Molina	ATAQ07	396059	4666283	452	12	0,024	3,060
	Aterno	S.Leonardo di Beffi	ATAQ08	389111	4772512	506	0	0,000	0,000
	Aterno	Campana	ATAQ09	381133	4678734	560	0	0,000	0,000
Trigno	Treste	Castiglione M.M.	TRICH01	453797	4636730	880	2	0,010	9,430
	Treste	Fraine	TRICH02	457659	4636198	553	0	0,000	0,000
Foro	Foro	Pretoro	FORCH01	429666	4674296	655	18	0,060	1,683
	Foro	Fara F.P.	FORCH02	433525	4677243	221	5	0,010	2,950
Sinello	Sinello	Castiglione M.M.	SINCH01	451509	4639631	891	0	0,000	0,000

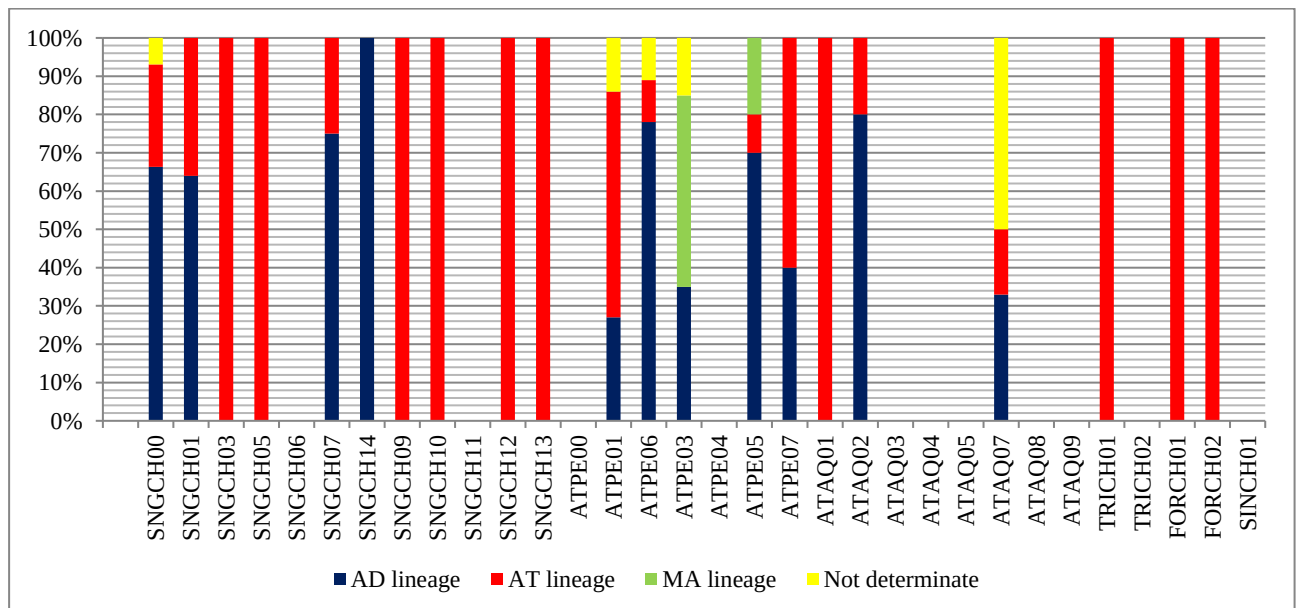


Figure 1. Percentage distribution of individuals in the evolutionary lineages described by Bernatchez (2001) - % for study site.



Figure 2. Brown trout individual from Aventino River (SNGCH14): Lt=26cm; Adriatic Haplotype; homozygote genotype 100/100 Mediterrean; Not native Atlantic livery.



Figure 3. Brown trout individual from San Callisto River (ATPE03): Lt=12,5cm; Marmoratus Haplotype; homozygote genotype 100/100 Mediterrean; Mediterrean livery.

The distribution of brown trout is not connected with the HA value. In fact, the Person test showed no significant correlation between the values of HA and the values of abundance, density, biomass and % of individuals of the three detected brown trout haplotypes Atlantic, Adriatic and Marmoratus (according with Bernatchez *et al*, 1992; Bernatchez, 2001). Furthermore, the correlation matrix (64 ecological variables) show the only highly significant correlation between the values of HA and Dissolved Oxygen ($r = 0.47$, $p < 0.01$). There are no significant differences in the genetic of brown trout among the populations of the various river sites (Kruskall-Wallis test: 0,458; $p > 0,05$).

Discussion

This study describes for the first time the state of brown trout populations of the Abruzzo Rivers with a multidisciplinary approach. Individuals from the river basins of Sangro, Foro, Trigno and Sinello are studied for the first time using molecular markers.

The low correlation between the studied ecological variables and the distribution of native trout not detects in detail the threats to the survival of the target specie. The environmental factors that influence the distribution of brown trout in Abruzzo will be further investigated.

Most of the analyzed individuals from Adriatic basins showed Atlantic genotype and haplotype or hybrid characteristics, and presence of native brown trout seemed quite sporadic. The high introgression of Atlantic haplotypes may be linked to restocking activities in support of sport fishing practiced for some time in the studied area. The use of additional genetic markers (Amplified Fragment Length Polymorphisms or others) can better define the status of Abruzzo trout populations. Indeed, the combined approach proved to be more powerful to reveal hybridization, with enhanced resolution, not detected by classical diagnostic markers (Chiesa *et al*, 2016).

Anyway, this study offers an innovative basic knowledge to plan in-depth analysis and future conservation actions.

Acknowledgements

This research was financially supported by the University of L'Aquila PhD Programme. We are grateful to provincial administrations of Chieti e Pescara, Dr Pierlisa Di Felice, Dr Filomena

Ricci and all members of Arci-Pesca-Fisa-Chieti sport-fishing club for authorizing and/or supporting sampling activities.

References

- APAT-IRSA 39/2003. Metodo 3030 “Determinazione di cationi mediante cromatografia ionica” e metodo 4020 “Determinazione di anioni mediante cromatografia ionica” in “Metodi analitici per le acque”. Manuale n°39.
- Apostolidis, A.P., Panagiotis, K.A, Georgiadis, A., Sandaltzopoulos, R.. (2007). Rapid identification of *Salmo trutta* lineages by multiplex PCR utilizing primers tailored to discriminate single nucleotide polymorphisms (SNPs) of the mitochondrial control region. *Conserv. Genet.* 8, 1025–1028.
- Barbieri C., Caramori G., De Curtiis O. (2000). Ricerca sulla fauna del lago di Barrea e del torrente Sangro. Aggiornamento bibliografico sulla fauna ittica del Parco Nazionale d’Abruzzo, la sua zona di protezione esterna e “riserve satellite”. Relazione tecnica, 53pp.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B. D., Strimbling J. B.. (1999). Rapid Bio-assessment Protocol for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthonic Macroinvertebrates and Fish. Second edition. EPA 841-B-99-002. US Environmental Protection Agency, Office of Water.
- Bernatchez, L., Guyomard, R., Bonhomme, F.. (1992). DNA variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta* populations. *Mol. Ecol.* 1, 161–173
- Bernatchez, L.. (2001). The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. *Evolution* 55, 351–379.
- Chiesa S., Filonzi L., Ferrari C., Vaghi M., Bilò F., Piccinini A., Zuccon G., Wilsone R., Ulheimf J., Nonnis Marzano F. (2016). Combinations of distinct molecular markers allow to genetically characterize marble trout (*Salmo marmoratus*) breeders and stocks suitable for reintroduction plans. *Fisheries Research* 176: 55–64.
- De Curtiis O. (2002). Ricerca sulla fauna ittica del fiume Sangro e Giovenco. Ente Parco Nazionale d’Abruzzo Lazio e Molise. Relazione tecnica, 29pp.
- EPA 6020A/2007 - Method 6020A Inductively Coupled Plasma– Mass Spectrometry (ICP-MS). Revision 2007.
- Garcia-Marin, L.J., Jorde P.E., Ryman N., Utter F. & Pla C. (1991). Managment implications of genetic differentiation between native and hatchery populations of brown trout (*Samo trutta*) in Spain. *Acquaculture* 95: 235-249.
- Ketmaier V., Bianco P.G. (2003). Monitoraggio genetico e ibridazione tra popolazioni atlantiche e mediterranee di salmo trutta in Abruzzo e Campania. *Atti Società Italiana Ecologia XXVII*.
- Koljonen, M.L. & Kallio Nyberg I. (1991). The Finnish trout (*Salmo trutta*) stock register. *Finnish Fisheries Research* 12: 83-90.
- Luciani G., Logiudice R.L., Dees A., Benedetti S., Mordenti O., Pennacchioni G., Cicerale A., Roncarati A., Melotti P. (2007). Carta ittica della Provincia di Pescara. Proposte di gestione. Ed. Cogestre, Penne (PE), 151pp.
- Marconato E., Ketmaier V., Riva M. A., Busatto T., Maio G., Salviati S., Recchia F., Colantoni A., Basilavvecchia A., Di Felice P. (2006). Identificazione, conservazione e recupero del popolamento autoctono di trota di torrente nella provincia di Pescara. *Biologia ambientale*, 20(1): 109-115.
- Meraner A., Baric S., pelster B., Della Via J. (2007). Trout (*Salmo trutta*) mitochondrial DNA polymorphism in the centre of the marble trout distribution area. *Hydrobiologia*. 579: 337-349.

- McMeel, O.M., Hoey, E.M., Ferguson A.. (2001). Partial nucleotide sequences, and routine typing by polymerase chain reaction-restriction fragment length polymorphism, of the brown trout (*Salmo trutta*) lactate dehydrogenase, LDH-C1* *90 and *100 alleles. Mol. Ecol. 10, 29–34.
- Nonnis Marzano F., Corradi N., Papa R., Tavaglini J., Gandolfi G. (2003). Molecular evidence for introgression and loss of genetic variability in *Salmo (trutta) macrostigma* as a result of massive restocking of Appennine populations (Northern and Central Italy). Env. Biol. of Fishes 68: 349-356.
- Pagliani T., Calabrese R., Damiano A., Marchetti R., Piccoli F., Moca G. (2008). Progetto PIC LEADER+ PSL GAL Majella Verde Pianificazione della Salvaguardia delle specie ittiche nella Provincia di Chieti – aggiornamento della carta ittica provinciale. Relazione tecnica, 72pp
- Ruggeri L. (2005). Carta ittica della Provincia di Teramo. Edilgrafital S.r.l., Teramo, 229pp.
- Turin P., Ruggeri L., Zanetti M., Bilò M.F., Rossi V., Loro R. (1998). Carta ittica della Provincia di Chieti. Provincia di Chieti. Ed. Cogestre, Penne (PE), 182pp.
- Zanetti M., Nonnis Marzano F. & Lorenzoni M. (2013) I salmonidi italiani: linee guida per la conservazione della biodiversità. Gruppo di lavoro Salmonidi. Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci . 73 pp. Available at: www.aiiad.it
- Zerunian S., Ruggeri L. (2007). Prime considerazioni sulla popolazione del genere *Salmo* presente nella Riserva Naturale Regionale Gole di San Venanzio (Fiume Aterno; Abruzzo). Biologia Ambientale, 21(2): 119-125.

RASSEGNA DELLE SPECIE ITTICHE DELLE ACQUE INTERNE ABRUZZESI

REVIEW OF FRESHWATER FISH SPECIES IN THE ABRUZZI REGION

CARLA GIANANTE^{1*}, RICCARDO CAPRIOLI¹, LORENZO TANCIONI²

1. *Reperto di Biologia delle Acque Interne, Istituto Zooprofilattico Sperimentale dell'Abruzzo e del Molise 'G. Caporale', Via Campo Boario, 64100, Teramo, Italia. *Corresponding author: c.giansante@izs.it*
2. *Laboratorio di Ecologia Sperimentale ed Acquacoltura, Dipartimento di Biologia, Università di Roma 'Tor Vergata', Via Cracovia 1, 00134, Roma, Italia.*

Parole chiave: Regione Abruzzo, Pesci d'acqua dolce, endemismi, Regioni ittiogeografiche, censimento dei pesci

Keywords: Abruzzo Region, Freshwater Fish, endemism, Ichthyogeographical region, fish census

Riassunto

I bacini idrografici dell'Abruzzo possono essere inquadrati in tre Regioni ittiogeografiche differenti, caratterizzati da peculiari endemismi: Padano-Veneto, Tosco-Laziale e Apulo-Campano. Tale caratteristica rende l'Abruzzo un territorio estremamente interessante per la fauna ittica d'acqua dolce, ma lo stato delle conoscenze attuali, rispetto a tale argomento, è da considerarsi non soddisfacente e molto frammentato. Lo scopo di questo lavoro è quello di riassumere e aggregare le informazioni disponibili più accreditate per stilare una lista delle specie ittiche rilevate nei corpi idrici della regione Abruzzo, come stato dell'arte confrontabile con il passato e come riferimento per il futuro. Dall'indagine bibliografica effettuata è stato riscontrato che, attualmente, sono presenti 37 specie nelle acque interne abruzzesi. Di queste 18 specie (48.6 %) risulterebbero autoctone per l'Abruzzo e 19 specie (51.4 %) alloctone. Purtroppo, rispetto alla fine degli anni 70, si devono considerare praticamente estinte o estremamente rare specie di grande pregio conservazionistico come lo storione comune e cobice e la lampreda di mare. Nella Regione sono presenti specie classificate dall'IUNC come in pericolo critico (CR), in pericolo (EN) e vulnerabili (VU). Nell'Aterno-Pescara dimora l'unica popolazione adriatica di *Lampetra planeri* (Block, 1784) e, come probabili endemiti, sono presenti la *Scardinius scardafa* (Bonaparte, 1837) (lago di Scanno) e la *Salmo ghigii*, Pomini, 1940.

Il presente lavoro, dunque, può rappresentare un primo tentativo di aggiornamento e accorpamento delle conoscenze sulla fauna ittica delle acque dolci abruzzesi, utile per identificare le principali problematiche ittiologiche e le priorità di intervento ai fini gestionali, anche in applicazione della Direttiva Comunitaria 2000/60 CE e della Direttiva Habitat.

Abstract

The Abruzzi river basins can be classified in three different ichthyogeographic districts: Padany-Venetian; Tuscany-Latium; Apulia-Campania. Each of them is characterized by peculiar fish endemisms. For this reason the Abruzzi region is an extremely interesting area for freshwater fish fauna, but the state of current knowledge is to be considered unsatisfactory and very fragmented. The aim of this paper is to summarize and aggregate the most reliable and available information to get a list of fish species found in the freshwater bodies of the Abruzzi region as a state of art comparable to the past and as a reference for the future. From the bibliographic survey, it has been found that there are currently 37 freshwaters fish species in

the Abruzzi region. Eighteen species (48.6%) would be native, while nineteen species (51.4%) allochthonous. Unfortunately, in comparison with the late 1970s, some protected species, as the common and the adriatic sturgeon and sea lamprey, have to be considered virtually extinct or extremely rare. There are species classified by the UNC as Critically Endangered (CR), Endangered (EN) and Vulnerable (VU). In the Aterno-Pescara river basin there is the only Adriatic population of *Lampetra planeri* (Block 1784) and, as probable endemic, *Salmo ghigii*, Pomini, 1940 and *Scardinius scardafa* (Bonaparte, 1837). The present work can therefore be a first attempt to update and pool together the knowledges on the Abruzzi freshwater fish. This updated list will be useful in identifying the main ichthyological problems and priorities and the way of intervention for management purposes, also in application of the 2000/60 Community Directive EC and the Habitat Directive.

Introduzione

Lo studio delle comunità ittiche è andato ricoprendo un ruolo sempre più importante per le analisi e le valutazioni ambientali in ambito nazionale e regionale, in applicazione di direttive comunitarie, come la Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (CE, 2000), recepita in Italia con il D. Lgs. 152/2006, e la Direttiva Habitat (CE, 1992), riguardanti rispettivamente la gestione sostenibile degli ecosistemi acquatici e la conservazione della biodiversità. In questo senso, il periodico monitoraggio della fauna ittica, finalizzato alla redazione di liste aggiornate delle specie rilevate, è un punto di riferimento per qualsiasi analisi e valutazione dello stato di integrità delle popolazioni e della funzionalità degli ecosistemi acquatici e costituisce una priorità gestionale a livello regionale.

L'importanza faunistica dei Pesci delle acque interne d'Italia è notevole ed è dovuta soprattutto all'alto numero di endemiti e subendemiti, ma lo stato delle conoscenze non può considerarsi soddisfacente (Zerunian, 2002). Permangono lacune su alcune questioni di tassonomia, sulla distribuzione originaria delle specie e sulla biologia di alcuni *taxa* endemici. Anche per quanto riguarda la consistenza delle popolazioni, essa è sufficientemente nota solo attraverso le "carte ittiche" redatte per i principali corpi idrici. Questa insufficienza di conoscenze ha un ambito molto più ampio: significative lacune sulla tassonomia e sulla distribuzione delle specie sono infatti evidenziate per l'insieme dei Pesci d'acqua dolce endemici nella Regione Nord-Mediterranea (Maitland & Crivelli, 1996) e, più in generale, per l'ittiofauna europea (Lelek, 1996; Kottelat, 1998).

Le lacune conoscitive si riflettono negativamente sulle iniziative e sulle attività finalizzate alla conservazione delle specie e delle comunità ittiche, diventate necessarie a causa della forte antropizzazione dei sistemi idrografici.

Lo scopo di questo lavoro è quello di riassumere le informazioni disponibili più accreditate per stilare una lista delle specie ittiche rilevate nelle acque interne della regione Abruzzo, come stato dell'arte confrontabile con il passato e come riferimento per il futuro.

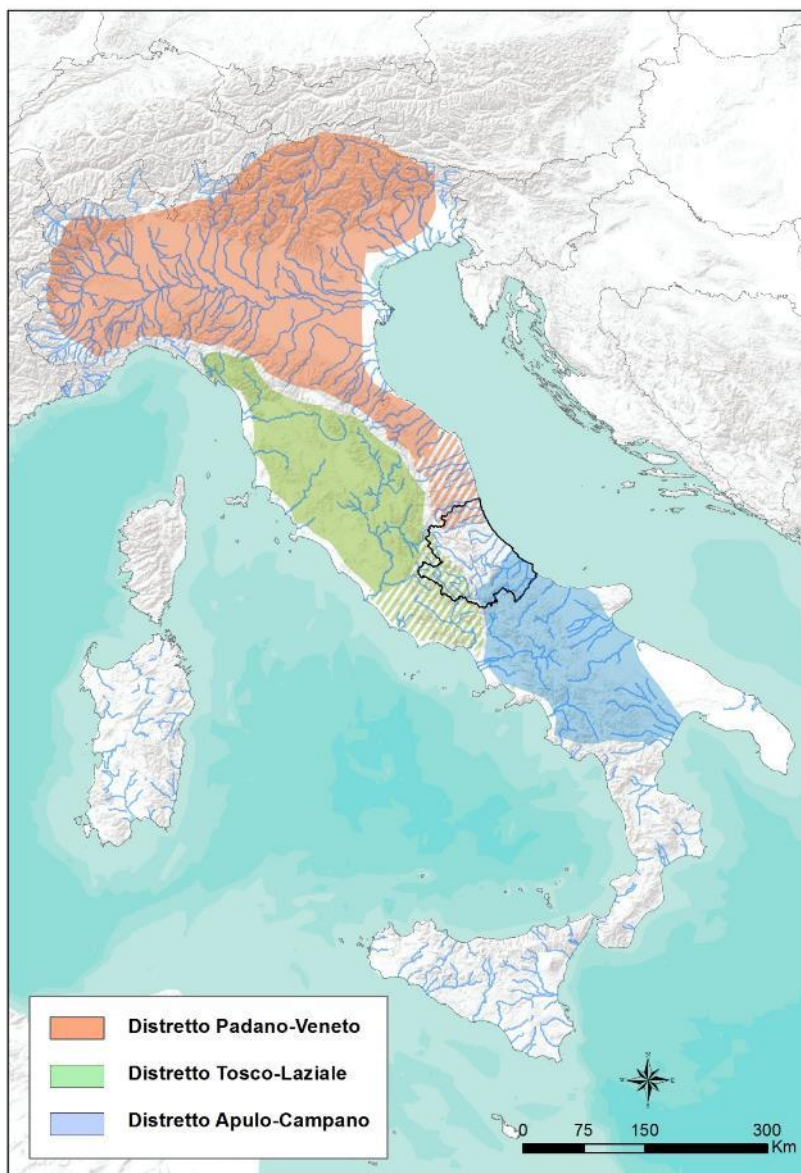
L'Abruzzo, per la sua peculiare localizzazione nell'Italia centro-orientale, all'interno del paleo-Po durante l'ultima glaciazione pleistocenica, con testate fluviali per lo più poste in aree appenniniche potenzialmente soggette a scambi idrici con i bacini dei versanti tirrenici, rappresenta una regione di particolare interesse per le problematiche legate agli aspetti ittiogeografici ed alla gestione delle specie autoctone ed alloctone.

Materiale e Metodi

Per acquisire le conoscenze relative alle specie ittiche censite in Abruzzo sono stati consultati lavori scientifici (Tanturri, 1881; Lopez, 1892; Riccardi, 1929; Bianco, 1979, 2013; Bianco & Colatriano, 1980; Bruno, 1983; Penserini *et al.*, 2006), relazioni di monitoraggi sia per caratterizzare e studiare le diverse popolazioni di trote (Marconato *et al.*, 2006; Querci *et al.*, 2012; Piccoli, 2013), sia per determinare il Deflusso Minimo Vitale (DMV) (Turin *et al.*, 2014)

e le più recenti carte ittiche provinciali (Luciani *et al.*, 2001 e 2007; , Loro *et al.*, 1995; Ruggieri *et al.*, 2005; Ruggieri, 2008; Turin *et al.*, 1998). Infine, mediante interviste effettuate ad ittiologi che hanno operato in ambito regionale, sono stati acquisiti dati non pubblicati. Per gli aspetti di nomenclatura si è fatto riferimento alla Check list AIIAD (Associazione italiana Ittiologi Acque Dolci) versione 1.0 del 15/01/2016 (www.aiiad.it/sito/temi/sistemica/83-check-list-aiiad-v-1-0-del-15-01-2016), redatta dal Gruppo Nomenclatura e Sistemica e sottoposta alla discussione e all'approvazione di tutti i Soci.

Per inquadrare dal punto di vista ittiogeografico le specie rilevate, tentando una prima ripartizione tra autoctone (specie endemiche/sub endemiche) e alloctone (esotiche e transfaunate), è stata considerata la proposta più recente di Bianco (2013) per un inquadramento costituito da tre “Distretti” (Figura 1): Padano-Veneto, Tosco-Laziale e Apulo-Campano. Quest’ultimo è collocato nelle regioni meridionali italiane e comprende anche i bacini idrografici più a sud dell’Abruzzo. Da un punto di vista faunistico, è caratterizzato da tre endemismi: *Cobitis zanandreae* Cavicchioli, 1965, *Alburnus albidus* (Costa, 1838) e *Squalius cephalus ruffoi*, Bianco e Recchia, 1983 oltre che da un ceppo di lamprede di ruscello (*Lampetra planeri*) avente aplotipi particolari.



L’inquadramento ittiogeografico proposto da Bianco (2013), evidenzia ancora di più come l’Abruzzo comprenda potenzialmente porzioni di territorio ricadenti in tutti e tre i Distretti: Padano-Veneto, Tosco-Laziale, Apulo-Campano.

Figura 1. Distretto Padano-Veneto (in arancione), Distretto Tosco-Laziale (in verde) e Distretto Apulo-Campano (in celeste) secondo Bianco (2013), le zone tratteggiate rappresentano il probabile prolungamento dei Distretti ittiogeografici corrispondenti nei territori della regione Abruzzo.

I corpi idrici presi in considerazione in questo lavoro sono stati quelli indicati nel Piano di Tutela delle Acque del 2008 (www.regione.abruzzo.it/pianoTutelaacque):

Risultati

Dall'indagine bibliografica è stato riscontrato che i primi documenti con segnalazioni della fauna ittica in Abruzzo sono risalenti alla fine dell'800 e agli inizi del 900 (Tanturri 1881, Lopez 1892 e Riccardi 1929).

Tanturri (1881), nel lago di Scanno, segnalava la lasca (*Leucos fucini* Bp. (*Leuciscus fucini*, Fn. it. fig.), la tinca (*Tinca vulgaris*, (Linnaeus, 1758), il barbio (*Barbius fluviatilis*, Kossel e Schenck, 1928), lo scardone o marroccchio invernacolo (non identificato dai naturalisti), la spinarella o spinacola (*Gasterosteus aculeatus*, Linnaeus, 1728), l'anguilla (*Murena anguilla*). Lopez (1892) ha supposto la presenza di alcune specie e ha segnalato che alle foci del Pescara e del Tronto "si pescavano storioni grandissimi", ormai estinti nelle acque abruzzesi. Sempre Lopez (1892) censiva, in merito al lago del Fucino, prosciugato definitivamente nel 1878, la presenza di tinche, tincozze, scardole, mesticone, scardoni, lasche, barbi, trote, spinarelli, latterini, scardafe, anguille e "pesce antico", che probabilmente era la lasca.

Riccardi (1929), nel lago di Scanno, segnalava la presenza di lasche dette anche piscitielli o antichi, tinche, barbi (introdotti nel 1813), spinarelli (introdotti nel 1849), scardole (introdotte nel 1856), anguille (introdotte nel 1863) e trote.

Bianco (1979), ha studiato direttamente le popolazioni ittiche sostenendo che fino alla fine degli anni settanta esistevano solo pochi dati sulla sistematica, distribuzione ed ecologia delle specie che popolavano fiumi e laghi abruzzesi. Egli segnalava la presenza di *Coregonus* sp. nel lago di Scanno e, soprattutto, nel lago di Campotosto, quale ibrido stabile tra due specie provenienti da laghi svizzeri (*Coregonus wartmanni coeruleus*, Faio, 1890 x *Coregonus schinzi helveticus*, Fatio, 1890) acclimatate in Italia verso la fine dell'800.

Bruno (1983) ha esaminato i pesci del Parco Nazionale d'Abruzzo (oggi Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise - PNLM) e zone limitrofe.

Più recentemente, a partire dagli anni 90, sono state redatte le carte ittiche delle 4 province regionali (Luciani *et al.*, 2001 e 2007; Loro *et al.*, 1995; Ruggieri *et al.*, 2005; Ruggieri, 2008; Turin *et al.*, 1998) e sono stati condotti diversi monitoraggi, sia per caratterizzare e studiare le popolazioni di trote presenti nei diversi bacini idrografici (Marconato *et al.*, 2006; Penserini *et al.*, 2006, Piccoli, 2013), sia per determinare il Deflusso Minimo Vitale (DMV) (Turin *et al.*, 2014). La Tabella I mostra la presenza e la distribuzione delle specie ittiche nella regione Abruzzo, riscontrate da Bianco (1979) e da Bruno (1983), e le confronta con i dati più recenti ottenuti dalle carte ittiche provinciali, da pubblicazioni scientifiche e da campagne di campionamento per monitoraggi ambientali come sopra riportato. Nella Tabella I è segnalata anche la probabile origine delle specie e la loro presenza negli allegati della Direttiva Habitat e il livello di vulnerabilità tratto dalla Lista Rossa dell'Unione Mondiale per la Conservazione della Natura (IUNC), sia a livello nazionale sia a livello internazionale

Tabella I. Elenco delle specie riscontrate in Abruzzo da Bianco (1979), da Bruno (1983) e dalle più recenti carte ittiche provinciali, pubblicazioni scientifiche e campagne di campionamento per monitoraggi ambientali, secondo la nomenclatura della Check list AIAD versione 1.0 del 15/01/2016, e ipotesi delle loro origini ittiogeografiche in Abruzzo.

Specie	Nome volgare	Probabile origine in Abruzzo	Bianco 1979	Bruno 1983	Carte ittiche, recenti pubblicazioni, campagne di campionamento e com. personali	Direttiva Habitat	IUNC ITA	IUNC INT.
<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758	Lampreda marina	Autoctona	Foci Sangro, Pescara; in mare Ortona, Pescara, Silvi Marina, Giulianova	/	/	Allegato II	CR	LC
<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	Lampreda di ruscello	Autoctona	Aterno-Pescara (Popoli)	/	Aterno-Pescara Sagittario (com. pers.M. Lorenzoni)	Allegato II	VU	LC
<i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	Storione comune	Autoctona	Tronto, Vomano, Pescara, Sangro	/	/	Allegato II e IV	EX	CR
<i>Acipenser naccarii</i> Bonaparte, 1836	Storione cobice	Autoctona (Subendemita Padano-Veneto)	Tronto, Vomano, Pescara, Sangro	/	/	Allegato II e IV	CR	CR
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Anguilla	Autoctona	Tutte le acque dalle sorgenti alle foci.	PNAL M	Provincia: Teramo, Chieti e Pescara		CR	CR
<i>Alosa fallax</i> (Lacépède, 1803)	Cheppia	Autoctona	Tronto, Vomano, Pescara, Sangro	/	Provincia: Teramo, Chieti e Pescara	Allegato II e V	EN	LC
<i>Cobitis bilineata</i> Canestrini, 1865	Cobite comune	Autoctona ? (Subendemita Padano-Veneto)	/	/	Provincia: Chieti, Teramo		LC	LC
<i>Sabanejewia larvata</i> (De Filippi, 1859)	Cobite mascherato	Alloctona ? (Endemita Padano-Veneto - Trasfaunata)	/	/	Sagittario (Fosso Giardino) (com. pers. M. Lorenzoni)	Allegato II	VU	LC
<i>Alburnus albidus</i> (Costa, 1838)	Alborella meridionale	Autoctona ? (Endemita Apulo-Campano)	Trigno	PNAL M	Trigno	Allegato II	VU	VU
<i>Alburnus arborella</i> (Bonaparte, 1841)	Alborella	Alloctona (Subendemita Padano-Veneto - Transfaunata)	Introdotta nel Lago di Campotosto	PNAL M	Saline; Pescara		NT	LC
<i>Barbus plebejus</i> Bonaparte, 1839	Barbo comune	Autoctona (Subendemita Padano-Veneto)	Lago di Scanno	PNAL M	Province L'Aquila, Teramo, Pescara e Chieti	Allegato II e V	VU	LC
<i>Barbus tyberinus</i> Bonaparte, 1839	Barbo tiberino	Autoctona (Endemita Tosco-Laziale)	/	/	Fino, Tavo, Saline, Orta, Nora, Pescara	Allegato II e V	NT	VU
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Carassio dorato	Alloctona	/	/	Province L'Aquila, Teramo, Pescara e Chieti		NA	LC
<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Carassio	Alloctona	/	/	Province L'Aquila, Teramo, Pescara e Chieti		NA	LC
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Carpa	Alloctona	Tronto, Vomano, Pescara, introdotta nei Laghi di Bomba e Sant'Angelo	PNAL M	Province L'Aquila, Teramo, Pescara e Chieti		NA	VU
<i>Protochondrostoma genei</i> (Bonaparte, 1839)	Lasca	Autoctona (Subendemita Padano-Veneto)	Vomano, Mavone Tronto	/	Vomano	Allegato II	EN	LC
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	Pseudorasbora	Alloctona	/	/	Saline		NA	LC
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	Rodeo	Alloctona	/	/	Liri (com. pers. G. Rossi)			
<i>Rutilus aula</i> (Bonaparte, 1841)	Triotto	Alloctona	/	/	Liri (com. pers. G. Rossi)		NT	LC

Specie	Nome volgare	Probabile origine in Abruzzo	Bianco 1979	Bruno 1983	Carte ittiche, recenti pubblicazioni, campagne di campionamento e com. personali	Direttiva Habitat	IUNC ITA	IUNC INT.
		(Endemita Padano-Veneto - Transfaunata)						
<i>Rutilus rubilio</i> (Bonaparte, 1837)	Rovella	Autoctona (Endemita Tosco-Laziale)	Tutti i tributari adriatici, laghi artificiali e lago di Scanno	PNAL M	Province L'Aquila, Teramo e Pescara	Allegato II	NT	NT
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Scardola	Alloctona	Tronto e Lago di Scanno	PNAL M	Province Teramo e Pescara		NT	LC
<i>Scardinius scardafa</i> (Bonaparte, 1837)	Scardola tiberina	Autoctona (Endemita Tosco-Laziale)	/	/	Lago di Scanno		CR	CR
<i>Squalius squalus</i> (Bonaparte, 1837)	Cavedano	Autoctona	Tutti i corsi d'acqua e bacini temperati, non presente lago di Scanno	PNAL M	Province L'Aquila, Teramo, Pescara e Chieti		LC	LC
<i>Telestes muticellus</i> (Bonaparte, 1837)	Vairone italico	Autoctona	Vomano, Salto e conca del Fucino	PNAL M	Province L'Aquila, Teramo e Pescara	Allegato II	LC	LC
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Tinca	Autoctona	Tronto, Vomano, Pescara, Sangro e Trigno e Laghi di Bomba, Sant'Angelo e Scanno	PNAL M	Province L'Aquila, Teramo, Pescara e Chieti		CR	LC
<i>Esox cisalpinus</i> Bianco & Delmastro, 2011	Luccio	Autoctona	/	/	Lago di Scanno		/	DD
<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Luccio cisalpino	Alloctona	Tratto medio- terminale del Tronto, Vomano, Pescara, Sangro e Trigno e Lago di Scanno	PNAL M	Province L'Aquila, Teramo e Pescara		VU	LC
<i>Gasterosteus gymnurus</i> Cuvier, 1829	Spinarello	Autoctona	Aterno - Pescara (Popoli, Scafa), Lago di Scanno, Conca del Fucino	PNAL M	Province Pescara e L'Aquila		VU	LC
<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso, 1801)	Cagnetta	Autoctona	/	/	Vomano, Sangro, Foro (alle foci)		EN	LC
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Persico sole	Alloctona	/	/	Province Pescara, Chieti e Teramo		NA	LC
<i>Micropterus salmoides</i> Lacépède, 1802	Persico trota	Alloctona	Fiume Tronto e laghi artificiali	/	Province L'Aquila, Pescara e Teramo		NA	LC
<i>Padogobius nigricans</i> (Canestrini, 1867)	Ghiozzo di ruscello	Alloctona ? (Endemita Tosco-Laziale - Transfaunata)	/	PNAL M	Torrente Castellano Provincia di Teramo	Allegato II	VU	VU
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Persico reale	Alloctona	Introdotta nel Tronto e nei laghi artificiali e in quello di Scanno	PNAL M	Province L'Aquila, Chieti e Teramo		NT	LC
<i>Coregonus lavaretus</i> (Linnaeus, 1758)	Lavarello	Alloctona	Bianco lo riteneva Ibrido (v. testo)	PNAL M	Lago di Scanno; Lago di Campotosto		NA	VU
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Trota iridea	Alloctona	Tronto, Salinello, Tordino, Vomano, Saline (Fino e Tavo), Aterno-Pescara, Alento, Foro, Sangro e Trigno.	PNAL M	Province Pescara, Chieti, Teramo e L'Aquila		NA	/
<i>Salmo cettii</i> Rafinesque, 1810	Trota mediterranea	Autoctona (Subendemita Tosco-Laziale)	/	/	Province L'Aquila e Chieti		/	/
<i>Salmo ghigii</i> Pomini, 1940	Trota mediterranea adriatica ?	Autoctona (Subendemita Padano-Veneto)	/	/	Province Pescara e L'Aquila		/	/

Specie	Nome volgare	Probabile origine in Abruzzo	Bianco 1979	Bruno 1983	Carte ittiche, recenti pubblicazioni, campagne di campionamento e com. personali	Direttiva Habitat	IUNC ITA	IUNC INT.
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Trota fario	Alloctona	Tronto, Salinello, Tordino, Vomano, Saline (Fino e Tavo), Aterno-Pescara, Alento, Foro, Sangro e Trigno.	PNAL M	Province L'Aquila, Teramo, Pescara e Chieti		NA	LC
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1815)	Salmerino di fontana	Alloctona	/	/	Tordino; Aterno. Sagittario (com pers. M. Lorenzoni)		NA	/
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Pesce gatto	Alloctona	/	/	Provincia Chieti		NA	/
<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	Gambusia	Alloctona	Parte terminale di tutti i tributari adriatici e conca del Fucino	PNAL M	/		NA	LC
<i>Cottus gobio</i> ? Linnaeus, 1758	Scazzone	Autoctona	/	PNAL M	/	Allegato II	VU	LC

Legenda:

Testo in rosso: Nomenclatura soggetta a prossime verifiche secondo la Check list AIIAD;

Sfondo verde: Autoctonia da definire per l'Italia secondo la Check list AIIAD,

IUNC ITA= IUNC ITALIA, IUNC INT= IUNC INTERNAZIONALE; EX=estinta; EW=estinta in ambiente selvatico; RE=estinta nella Regione; CR=in pericolo critico; EN=in pericolo; VU=vulnerabile; NT=quasi minacciata; LC=minor preoccupazione; DD=carente di dati; NA=non applicabile; NE=non valutata.

PNLM= Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise

Discussione

Attualmente, nelle acque interne abruzzesi, sono presenti 37 specie; Bianco nel 1979 ne censiva 24, Bruno nel 1983 ne segnalava 19, ma solo nella zona del Parco Nazionale d'Abruzzo. Negli elenchi non sono state comprese le specie di origine marina che per motivi trofici si spingono nelle acque interne come i rappresentanti della famiglia dei Mugilidi, l'*Atherina boyeri*, Risso, 1812, la spigola, l'orata, alcuni Blennidi, passere, sogliole, pesci ago.

Nel complesso sono 16 le nuove specie che sono state individuate di recente rispetto ai lavori di Bianco (1979) e Bruno (1983). Di queste sette hanno origine alloctona, in quanto originarie di paesi esteri come il carassio, carassio dorato, pseudorasbora, rodeo, persico sole, salmerino, pesce gatto. Tre specie sono state probabilmente transfaunate in quanto non rinvenute nei bacini idrografici corrispondenti alla loro origine: il triotto e il cobite mascherato, endemismi del Distretto Padano-Veneto (G. Rossi e M. Lorenzoni, com. pers.), il primo nel fiume Liri e il secondo nel Sagittario, entrambi fiumi teoricamente appartenenti al Distretto Tosco-Laziale e il ghiozzo di ruscello, endemico del Distretto Tosco-Laziale, ma rinvenuto nel torrente Castellano, probabilmente per immissione accidentalmente durante un ripopolamento di trote fario, come già supposto da Ruggieri *et al.* (2005) nella Carta Ittica della Provincia di Teramo. Sette specie hanno origine autoctona, delle quali, la maggior parte, sei, hanno subito negli anni un processo di revisione della nomenclatura (cobite comune, barbo tiberino, scardola appenninica, luccio cisalpino, trota mediterranea e trota mediterranea adriatica e per alcune di esse la definitiva nomenclatura è ancora in discussione). Di una specie, la cagnetta, si supponeva la presenza già nel lavoro di Bianco (1979), ma non erano disponibili dati ufficiali. Rispetto alle segnalazioni fatte da Bianco (1979) e da Bruno (1983), invece, attualmente, sembrano non essere più presenti nelle acque regionali cinque specie (storione comune e cobice, lampreda di mare, gambusia e scazzone, anche se di quest'ultima Bianco ne confutò la presenza già negli anni '80). Di queste alcune sono di elevato pregio conservazionistico e meriterebbero, per tale motivo, delle indagini mirate per valutare la loro effettiva presenza/assenza.

Bianco nel 1979 aveva supposto anche la presenza di *Knipowitschia panizzae* (Verga, 1841), riscontrata nelle regioni limitrofe settentrionali, ma evidenze certe della sua distribuzione in Abruzzo non sono state trovate né allora né adesso.

Le specie maggiormente presenti e distribuite in tutte e quattro le Provincie della regione Abruzzo sono: trota iridea e trota di torrente nei tratti più alti (in questo lavoro non si è voluto affrontare compiutamente la problematica legata alle popolazioni residue di trote autoctone mediterranee, né l'eventuale conferma della presenza delle due linee ESUs: mediterranea peninsulare/insulare e adriatica) e carassio, carassio dorato, barbo comune, cavedano, carpa, tinca nelle porzioni collinari e planiziali dei corsi d'acqua.

Rispetto al genere *Barbus*, in accordo con Rossi *et al.* (2013), che hanno condotto un lavoro specifico sui fenotipi e genotipi presenti nelle acque abruzzesi, sembrerebbe ipotizzabile l'autoctonia per entrambe le specie *Barbus plebejus* e *Barbus tyberinus*. Nello specifico, dallo stesso lavoro (Rossi *et al.* 2013), è stato riscontrato che la livrea del barbo comune, in Abruzzo, è spesso atipica ed è molto simile a quella del barbo tiberino. La distinzione fenotipica tra le due specie, pertanto, è molto difficoltosa e soltanto attraverso l'analisi di marcatori mitocondriali si è potuto ipotizzare che i bacini idrografici a nord del Vomano sarebbero popolati dal barbo comune (*Barbus plebejus*), mentre i restanti corsi adriatici e il Liri, dal barbo tiberino (*Barbus tyberinus*). Non sono state riscontrate specie di barbi alloctoni (*Barbus barbus*, (Linnaeus, 1758)) e di barbo canino (*Barbus caninus*, Bonaparte, 1839). Secondo Rossi *et al.* (2013), la distribuzione delle due forme è sempre esclusiva.

In merito al luccio, sarebbe opportuno approfondire lo studio e verificare la presenza dell'*Esox cisalpinus*, anche con indagine genetica, poiché, secondo Bianco (2013), in Italia era endemico nei distretti Padano-Veneto e Tosco-Laziale e potrebbe essere stato immesso anche nei tratti planiziali dei principali fiumi e laghi abruzzesi.

Il vairone, nei lavori di Bianco (1979) e Bruno (1983), era denominato *Leuciscus souffia muticellus* (Risso, 1826); attualmente secondo la proposta della sopracitata Check list di AIAD sono riportate due specie: *Telestes muticellus*, vairone italico, specie autoctona, e *Telestes souffia* (Risso, 1826) vairone alloctono. Non essendo state eseguite in passato introduzioni volontarie di *Telestes souffia* nei corsi d'acqua abruzzesi, tutte le segnalazioni di questo *taxon* sono state riferite a *Telestes muticellus*. Per la lasca e il vairone da segnalare il lavoro di Bianco & Colatriano (1980) che praticamente individuavano i limiti meridionali del loro areale in provincia di Teramo dove sono stati segnalati anche recentemente sul fiume Vomano (Giansante, 2005).

Tra i Cobitidi, dalla Carta Ittica della provincia di Chieti, il cobite comune (*Cobitis bilineata*) è segnalato nel Sangro e in alcuni corpi idrici della provincia di Teramo, mentre, per la prima volta, è stato segnalato il cobite mascherato (*Sabanejewia larvata*), in un affluente del Fiume Sagittario (Com pers. M. Lorenzoni).

In merito alla lasca, *Protochondrostoma genei*, considerata endemica nella Check list dell'AIAD, Bianco & Colatriano (1980), riportandola come *Chondrostoma toxostoma* (Vallot, 1836). affermano che l'Abruzzo rappresenterebbe il suo limite di distribuzione verso sud, nel Vomano, con caratteristiche diverse dagli esemplari catturati in Francia e in Spagna, mentre poco si discosterebbe da quelli che Gatti (1896) chiamava *Chondrostoma toxostoma albicans*. Secondo Bianco (2013), nel lago di Scanno è presente ancora *Scardinius scardafa*, considerata la scardola endemica del Distretto Tosco-Laziale, inclusa nella Lista Rossa IUCN nella categoria a rischio critico di estinzione, soppiantata in un primo momento dalla scardola padana, *Scardinius hesperidicus*, Bonaparte, 1845 e successivamente dalla scardola europea *Scardinius erythrophthalmus*, specie alloctona, distinguibile dalla prima per la presenza di 12-14 raggi nella pinna anale, invece di nove.

Nel lago di Campotosto, Aquaprogram s.r.l. (2012) segnalava la presenza di: coregone (*Coregonus lavaretus*), scardola (*Scardinius erythrophthalmus*), luccio (*Esox lucius*), alborella (*Alburnus alburnus alborella* (De Filippi, 1844)), persico reale (*Perca fluviatilis*), tinca (*Tinca tinca*), rutilo (*Rutilus rutilus*, (Linnaeus, 1758)). Come specie non catturate, ma presenti nel lago segnala: carpa (*Cyprinus carpa*), anguilla (*Anguilla anguilla*), trota fario (*Salmo trutta*

trutta, Linnaeus, 1758), trota iridea (*Onchorhynchus mikiss*), rovello (*Rutilus rubilio*), cobite comune (*Cobitis bilineata*).

Da segnalare la presenza del pesce gatto (*Ameiurus melas*), alloctono, nella Provincia di Chieti (Turin *et al.*, 1998).

Infine, recentemente, nel Liri (comunicazione personale G. Rossi, 2016), sono stati catturati sporadici esemplari di rodeo (*Rhodeus amarus*), alloctono in Italia, e di triotto (*Rutilus aul*), transfaunato dal distretto Padano-Veneto, coesistente nel corso d'acqua con spinarelli, vaironi, rovelle, trote e barbi tiberini.

Conclusioni

Dall'analisi dell'attuale composizione ittiofaunistica emergono elementi che meritano attenzione. In particolare si deve notare che 18 delle 37 specie censite (48.6 %) risulterebbero autoctone in Abruzzo e 19 specie (51.4 %) si debbano considerare alloctone, confermando ancora una volta la gravità e la vastità del problema dell'immissione di specie non autoctone nelle acque italiane. Tra le specie considerate autoctone in Abruzzo, quattro risulterebbero endemiti e subendemiti del Distretto Tosco-Laziale (barbo tiberino, rovello, scardola appenninica e trota mediterranea), quattro sarebbero endemiti e subendemiti del Distretto Padano-Veneto (cobite comune, barbo comune, lasca, trota mediterranea adriatica) e una specie sarebbe un endemita del Distretto Apulo-Campano (alborella meridionale). Si nota, inoltre, con rammarico, che si debbano considerare praticamente estinte rarissime specie autoctone di grande pregio conservazionistico come lo storione cobice e lo storione comune che sino alla metà del novecento erano ancora segnalati nei tratti terminali dei maggiori fiumi in particolare del Sangro, del Pescara, del Tronto e del Vomano (Bianco, 1979).

Sei specie sono classificate dall'IUNC come CR in Italia, cioè in pericolo critico: la lampreda marina, lo storione cobice, l'anguilla, la scardola tiberina, la tinca e il cobite comune.

La cheppia, la lasca e la cagnetta sono in pericolo (EN), la lampreda di ruscello, l'alborella meridionale, il barbo comune, il luccio, lo spinarello, il ghiozzo di ruscello e lo scazzone sono specie considerate vulnerabili (VU).

Oltre alle specie menzionate, censimenti più approfonditi andrebbero indirizzati soprattutto verso le specie diadrome, forti migratrici tra l'ambiente marino e i corsi fluviali, per le quali le informazioni sono scarse e datate. Tra queste l'anguilla (catadroma), soggetta anche a specifico regolamento comunitario (Regolamento 1100/2007/CE) finalizzato alla gestione sostenibile delle popolazioni a livello di bacini regionali, la lampreda di mare e l'alosa (anadrome), che durante la fase riproduttiva effettuano lunghe migrazioni, ascendendo lungo il profilo longitudinale dei fiumi per raggiungere le aree di frega. Per la loro sopravvivenza dovrebbe essere garantita la continuità fluviale, con la realizzazione di specifici "passaggi per pesci", ed un opportuno "deflusso ecologico" a valle degli sbarramenti, per consentire i liberi spostamenti delle popolazioni ittiche migranti lungo il corso dei fiumi.

Infine, come nota di pregio e di retaggio della strategica posizione zoogeografica dell'Abruzzo, si riportano la presenza della *Lampetra planeri* nell'Aterno-Pescara, unica popolazione adriatica, che sopravvive nonostante l'elevata alterazione dell'habitat fluviale, e dei nove possibili endemiti e sub endemiti (v. Tabella I) sui quali andrebbero indirizzati ulteriori sforzi di ricerca, e studi approfonditi a scala di bacino idrografico per promuovere misure atte alla loro salvaguardia e gestione conservativa.

Il presente lavoro, dunque, può rappresentare un primo tentativo di aggiornamento e accorpamento delle conoscenze sulla fauna ittica delle acque dolci abruzzesi, utile per identificare le principali problematiche ittologiche e le priorità di intervento ai fini gestionali, anche in applicazione delle succitate Direttive Comunitarie. Questo lavoro vuole essere un contributo e uno stimolo per una continua raccolta di informazioni, anche da parte dei pescatori sportivi, da coinvolgere sempre più diffusamente nella raccolta dei dati ittologici e nella

identificazione di problematiche locali per una gestione responsabile della fauna ittica delle acque interne della Regione Abruzzo.

Ringraziamenti

Si ringraziano Sandro Pelini per la redazione delle mappe, Massimo Lorenzoni e Giovanni Rossi per le segnalazioni di specie rispettivamente catturate nel bacino del Sagittario e nel fiume Liri. Ancora un ringraziamento a Massimo Lorenzoni per una prima rilettura critica del manoscritto e per i costruttivi suggerimenti forniti.

Bibliografia

- Aquaprogram s.r.l. (2012). Studio qualitativo e quantitativo della comunità ittica del Lago di Campotosto. Relazione finale, Parco Gran Sasso e Monti della Laga, pp. 62.
- Bianco P.G. & Colatriano P. (1980). *Chondrostoma toxostoma* del Teramano e primo reperto di *Leuciscus soufia muticellus* nel versante adriatico abruzzese (Pisces Cyprinidae). *Atti Soc. Ital. Sci. nat.*, Milano, 121 (1-2), 94-100.
- Bianco P.G. (1979). I pesci d'acqua dolce dell'Abruzzo. *Biologia contemporanea*, 6 (3), 105-110.
- Bianco P.G. (2013). An update on the status of native and exotic freshwater fishes of Italy. *J. Appl. Ichthyol.*, 1–15. Doi:10.1111/jai.12291.
- Bruno S. (1983). I Pesci del Parco Nazionale d'Abruzzo e zone limitrofe (*Osteichthyes*). *Natura Bresciana, Ann. Mus. Civ. Se. Nat.*, Brescia, 20, 1983, pp. 131-196
- Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 "Norme in materia ambientale". G.U. n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96.
- Direttiva ("Habitat") n. 92/43/CEE del Consiglio del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche. GUCE L 206.
- Direttiva 2000/60/ce del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. GUCE L 327/1.
- Gatti M.A. (1986). Il *Chondrostoma genei*, Bp. nella provincia di Teramo. *Boll. Soc. ro. Zool.*, 5, 211-21.
- Giansante C. (2005). Applicazione di un indice ittico per la valutazione delle condizioni biologiche delle popolazioni ittiche del fiume Vomano. L.R. 59/1982, Regione Abruzzo, Istituto Zooprofilattico Sperimentale dell'Abruzzo e del Molise "G. Caporale", Relazione finale.
- Kottelat M. (1998). Systematics, species concepts and the conservation of freshwater fish diversity in Europe. *Ital. Journ. Zool.* 65 (suppl.), 65-72.
- Lelek A. (1996). General considerations regarding the decline of species. In *Conservation of the Endangered Freshwater Fish in Europe*, Birkhauser Verlag, Basel (Switzerland), Kirchhofer, A., Hefti, D. (eds), 1-7.
- Lopez C. (1892). Cenni sulla fauna dell'Abruzzo teramano. Giovanni Fabbri Editore, Teramo, pp. 55.
- Loro R., Turin, P., Zanetti M., Ruggieri L., Monaco D., Lucantoni V., Grava Vanin B., Bilò M.F. (1995). Carta ittica della Provincia di Teramo. A cura di Bioprogramm srl, Padova, ECOGEST sas, Teramo, pp. 88.
- Luciani G., Logiudice R.L., Dees A., Benedetti S., Mordenti O., Pennacchioni G., Cicerale A., Roncarati A., Melotti P. (2007). Carta Ittica della Provincia di Pescara. COGECSTRE edizioni, pp. 151.
- Luciani G., Logiudice R.L., Melotti P., Dees A., Benedetti S., Mordenti O., Pennacchioni G., Cicerale A., Roncarati A. (2001). Carta ittica della Provincia di Pescara. Tecnoconsud, Pescara, pp. 193.

- Maitland P.S. & Crivelli A.J. (1996). Conservation of freshwater fish. *Tour du Valar Publication*, Ales (France), pp. 94.
- Marconato E., Ketmaier V., Riva M.A., Busatto T., Maio G., Salviati S., Recchia F., Colantoni A., Basilavecchia A., Di Felice P.L. (2006). Identificazione, conservazione e recupero del popolamento autoctono di trota di torrente nella provincia di Pescara. *Biologia Ambientale*, 20 (1), 109-115.
- Penserini M., Nonnis Marzano F., Gandolfi G., Maldini M., Marconato M., Gibertoni P.P. (2006). Genotypes and phenotypes of Mediterranean brown trout: molecular investigation combined to morphological characterization for identification of autochthonous specimens. *Quaderni Ente Tutela Pesca (ETP)*, 34, 69-75.
- Piccoli F. (2013). La trota di torrente in Abruzzo: caratterizzazione e proposte per il recupero del ceppo autoctono. Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali XXV ciclo, pp 173.
- Querci G., Pecchioli E., Leonzio C., Frati F., Nardi F. (2012). Molecular characterization and hybridization in *Salmo (trutta) macrostigma* morphotypes from Central Italy. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-012-1320-9.
- Regolamento (CE) N. 1100/2007 del Consiglio del 18 settembre 2007 che istituisce misure per la ricostituzione dello stock di anguilla europea. GUCE L248/17.
- Riccardi R. (1929). Il lago di Scanno (Abruzzo), Estratto dal *Bollettino della Reale Società Geografica Italiana*, Serie VI, Vol. IV, Marzo, VII, pp. 162-182.
- Rossi G., Zuffi G., Gandolfi G., Marchi A., Rinaldi M., Valli M., Zaccanti F., Falconi R. (2013). Analisi della distribuzione delle specie del genere *Barbus*, Cuvier, 1817 nei bacini idrografici della regione Abruzzo, Dipartimento di Scienze Biologiche, Geologiche e Ambientali dell'Università di Bologna, pp. 25.
- Ruggieri L. (2005). Carta ittica della Provincia di Teramo. Assessorato Caccia e Pesca, VIII Settore, Ambiente e Energia, Provincia di Teramo, ECOGEST sas, Teramo, pp. 229.
- Ruggieri L. (2008). Carta ittica della Provincia de L'Aquila. Non pubblicata.
- Tanturri G. (1881). Il lago di Scanno nell'Abruzzo Ulteriore Secondo, estratto dal giornale *L'Italia Agricola*, Milano, pp. 75.
- Turin P., Ruggieri L., Zanetti M., Bilò M.F., Rossi V., Loro R. (1998). Carta ittica della Provincia di Chieti (1998). Assessorato alla Pesca della Provincia di Chieti, Bioprogramm srl, Padova, ECOGES sas Teramo, COGECSTRE Ed., pp. 182.
- Turin P., Zanetti M., Bellio M. (2014). Servizi relativi a rilievi, misure, indagini ed analisi per l'effettuazione della caratterizzazione ambientale dei bacini idrici e degli alvei dei fiumi presso gli impianti di Enel Green Power S.p.a., Bioprogramm Soc. Coop., pp. 94.
- Zerunian S. (2002). Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia. Edagricole, Bologna, pp. 220.

Sitografia

<http://www.iucn.org/>

<http://www.regione.abruzzo.it/pianoTutelaacque/index.asp?modello=elaboratiPiano&servizio=list&stileDiv=elaboratiPiano>

<http://www.aiiad.it/sito/temi/sistematica/83-check-list-aiiad-v-1-0-del-15-01-2016>

ITTIOFAUNA DEL BASSO CORSO DEL FIUME TIRSO E STATO DI CONSERVAZIONE DELLE SPECIE MIGRATORIE DI INTERESSE COMUNITARIO

FRESHWATER FISHES AND CONSERVATION STATUS OF MIGRATORY SPECIES IN THE LOWER TIRSO RIVER SYSTEM, CENTRAL SARDINIA, ITALY

FLAVIO ORRÙ^{1*}, PAOLA BUSCARINU²

1. *Biologo, Cagliari; *corresponding author: flaorru@tiscali.it*
2. *Ente Acque della Sardegna, Cagliari; paola.buscarinu@enas.sardegna.it*

Parole chiave: comunità ittiche, *Alosa fallax*, *Anguilla anguilla*, *Petromyzon marinus*, specie ittiche migratrici, Sardegna

Key words: fish communities, *Alosa fallax*, *Anguilla anguilla*, *Petromyzon marinus*, migratory fishes, Sardinia

Riassunto

Nell'ambito del progetto di "Ripristino del corridoio ecologico fluviale del Tirso alla libera migrazione delle specie ittiche native di interesse comunitario" relativo al Programma Operativo FERS 2007/2013, nel periodo marzo-maggio 2015, è stata condotta un'indagine sulla composizione, distribuzione ed abbondanza della fauna ittica nel tratto del fiume Tirso compreso tra il lago Omodeo e la foce. Lo studio ha riguardato 12 stazioni fluviali e 2 lacustri. I risultati della ricerca hanno evidenziato la presenza di 15 taxa di cui 7 indigeni ed i rimanenti 8 alieni, introdotti. Come per altri fiumi della Sardegna, anche per il basso corso del Tirso è stata rilevata una generale alterazione delle condizioni naturali e della biodiversità ittica, con evidente tendenza alla dominanza di taxa alieni. Relativamente alle specie native migratrici di interesse comunitario, l'importante cattura della cheppia *Alosa fallax* permette di confermare la presenza di questa specie verosimilmente rappresentata da popolazioni landlocked, adattatesi a compiere l'intero ciclo biologico in ambiente lacustre a seguito all'isolamento forzato dal mare imposto da sbarramenti insormontabili; per contro preoccupa la scarsa densità di popolazione osservata. La distribuzione ed abbondanza dell'anguilla *Anguilla anguilla* nelle acque fluviali appaiono legate alla difficoltà di compiere liberi spostamenti lungo l'asta principale del Tirso. La presenza della lampreda di mare *Petromyzon marinus*, benché episodica e limitata alla zona di estuario, è accertata dopo oltre quarant'anni dalle ultime segnalazioni documentate.

Abstract

As part of the project "Restoration of river ecological corridor of the Tirso river to the free migration of native fish species of Community interest" related to the Programma Operativo FERS 2007/2013, between March and May 2015 species composition, distribution and abundance of fish populations were analyzed at 12 riverine stations and 2 lakes in the lower Tirso river system, central western Sardinia. A total of 15 fish species were identified of which 7 were considered "native" and the remaining 8 "alien". Like other rivers in Sardinia, the studied area showed an increasing environmental degradation, changes in fish composition, native species displacement, and spread and establishment of introduced alien fishes. Regarding native migratory species of Community interest, the significant capture of the twaite shad *Alosa*

fallax confirmed the presence of this species represented by landlocked populations separated from the sea by dams, that adapted to complete the entire biological cycle in the lake environment; on the other hand, the *A. fallax* population density was very low. The distribution and abundance of European eel *Anguilla anguilla* appeared to be influenced by the presence of barriers to upstream and downstream migration along the Tirso river. The record of sea lamprey *Petromyzon marinus* confirmed the presence, although sporadic and limited to the estuarine area, of this migratory species after more than four decades since the last documented reports.

Introduzione

L'ittiofauna nativa dulciacquicola sarda è caratterizzata da poche specie; risultano naturalmente assenti forme native "primarie" definite, secondo la classificazione di Myers (1949), strettamente intolleranti all'acqua salata e quindi incapaci di superare la barriera marina, come Ciprinidi, Esocidi, Cobitidi e Percidi (Zunino & Zullini, 1995). Attualmente la gran parte dei taxa ittici presenti nelle acque interne della Sardegna sono la conseguenza di immissioni, volontarie o accidentali, operate dall'uomo in epoca più o meno recente (Orrù & Cau, 2006; Orrù *et al.*, 2009). Vengono definiti "alieni" i taxa non appartenenti ad alcun corso d'acqua sardo (Orrù & Cau, 2006) e, con questa accezione, si intendono tali non solo quegli organismi che sono stati importati dall'estero, ma anche specie provenienti dai diversi sistemi del territorio italiano convenzionalmente definite transfaunate (Bianco, 1995a; Puzzi *et al.*, 2010). Nell'ampio bacino idrografico del fiume Tirso, ove la costruzione di imponenti opere in grado di interrompere la continuità fluviale ha avuto una crescita progressiva in relazione allo sfruttamento delle risorse naturali iniziato a partire dagli anni '20, si è assistito nel tempo ad una marcata alterazione dei cicli naturali delle portate, alla frammentazione degli habitat fluviali e ad una significativa variazione quali-quantitativa delle popolazioni ittiche. Già dalla fine degli anni '60 nel suo corso medio-basso, a forti "cali quantitativi" rilevati a monte degli invasi artificiali per le specie native migratrici, si contrapponeva la presenza abbondante di specie aliene (Cottiglia, 1968). Scopo del presente lavoro è quello di delineare un quadro sintetico dell'attuale presenza e distribuzione della fauna ittica del basso Tirso, e definire lo stato di conservazione delle specie ittiche migratrici di interesse per la Comunità Europea (anguilla *Anguilla anguilla*, cheppia *Alosa fallax* e lampreda di mare *Petromyzon marinus*) che originariamente colonizzavano il fiume.

Materiali e metodi

Il fiume Tirso rappresenta il maggior corso d'acqua della Sardegna per lunghezza (circa 160 km) e per ampiezza del bacino idrografico (circa 3365 km²); drena un'ampia area dell'isola (Fig. 1) che si estende nel Marghine, Goceano, Alto Nuorese, Barbagia, Arborea, Sarcidano. Esso raccoglie le acque di numerosi affluenti (da cinque delle attuali otto province), ed il bacino del fiume Massari è il più vasto tra i corsi d'acqua tributari. Lungo l'asta principale del Tirso si sono formati - in tempi differenti - alcuni laghi artificiali a seguito della realizzazione di sbarramenti atti a soddisfare esigenze civili, agricole, energetiche ed industriali, e per la laminazione delle piene. A metà degli anni '20 la costruzione della diga di Santa Chiara d'Ula, poi soppiantata alla fine degli anni '90 dalla diga Cantoniera, ha creato il lago Omodeo; la diga di Pranu Antoni, realizzata nei primi anni '80, e la dighetta di Santa Vittoria, operativa dal 1930, hanno dato origine agli omonimi invasi artificiali.

Le indagini ittiche sono state condotte a valle della diga Cantoniera/lago Omodeo nell'invaso di Pranu Antoni (LPA) e presso una stazione ubicata nel fiume Massari (FM_01); tra la diga di Pranu Antoni e quella di S. Vittoria (FM_01, FM_02, FM_03 e FM_04); nelle acque dell'invaso di S. Vittoria (LSV); lungo il corso inferiore del Tirso, a valle della diga di Santa Vittoria fino alla sua foce (FM_05, FM_06, FM_07, FM_08, FM_09, FM_10 e FM_11) (Figura 1). Le campagne di pesca sperimentale sono state effettuate con elettrosorditore spallabile a corrente

continua (3,7-6,7 A, 300-500 V, 2.200 W) in tratti guadabili nelle stazioni FM_01, FT_01, FT_02, FT_03, FT_05, FT_06, FT_07, FT_09, FT_10, con reti da posta nei tratti non guadabili (FT_08) e nei laghi artificiali (LPA e LSV). Sono stati altresì rilevati i dati di cattura di pesca sportivi (FT_04) e di operatori della pesca dilettantistica (FT_11). L'analisi è stata di tipo qualitativo e semi-quantitativo nella quasi totalità dei casi. Una volta catturati, i pesci sono stati narcotizzati con un trattamento innocuo a base di miscela CloveOil. Sui campioni di esemplari sono state eseguite le misure della lunghezza totale LT (± 1 mm) e del peso P (± 1 g) e, successivamente, tutti gli individui sono stati rilasciati vivi nel medesimo punto di prelievo. Dati di LT e P sono stati impiegati per il calcolo della relazione lunghezza-peso rappresentata dall'equazione $P=a \cdot LT^b$. Per la valutazione dello stato di benessere e nutrizionale di pesci raccolti è stato calcolato il fattore di condizione di Fulton (K) sulla base dell'equazione $K=(P/LT^3) \cdot 100$ (Fulton, 1902; Froese, 2006). Una stima del livello di degrado raggiunto dalla fauna indigena, dovuto all'introduzione di taxa alieni, è stata effettuata attraverso il calcolo del coefficiente di integrità faunistica (CIF) (Bianco, 1995b) dato dal rapporto numero di specie indigene/numero di specie totali, secondo i seguenti tre livelli di integrità: situazione altamente compromessa ($CIF < 0,40$); situazione mediamente compromessa ($0,41 < CIF < 0,80$); situazione integra o scarsamente compromessa ($CIF > 0,80$).

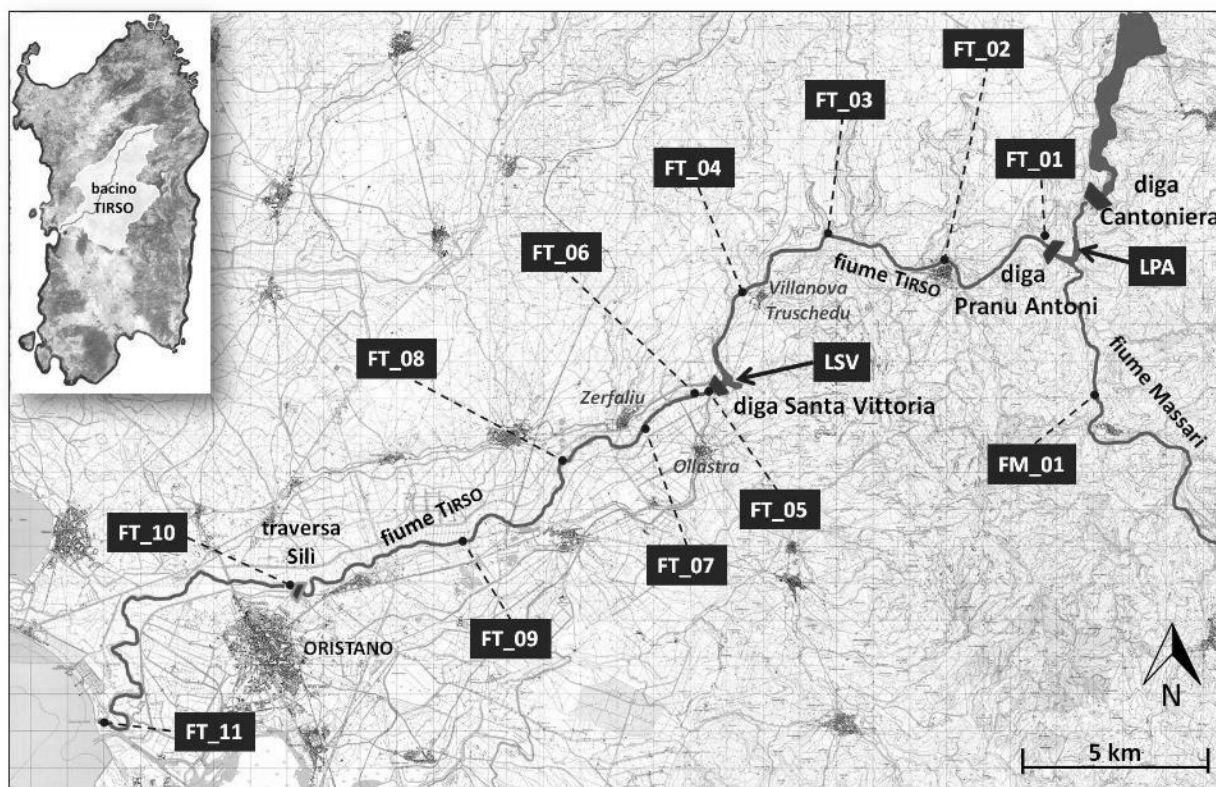


Figura 1. Localizzazione delle stazioni sottoposte ad indagine.

Risultati e discussione

È stata accertata la presenza di 15 taxa, appartenenti a 11 famiglie (7 ordini di Teleostei e 1 di Ciclostomata) (Tabella I). Il dato significativo che emerge dall'analisi della checklist riguarda la composizione del popolamento ittico: delle 15 specie, 7 sono considerate autoctone, le rimanenti 8 risultano essere specie aliene introdotte.

Volendo escludere dalla valutazione specifica i dati rilevati in prossimità della foce del fiume Tirso (stz. FT_11), ove il fenomeno alterno di penetrazione in mare degli apporti di piena e di riflusso lungo il fiume delle acque di marea conserva una notevole vivacità e favorisce la

ricchezza biologica delle acque di transizione, la massima biodiversità riferita a tutti i taxa è stata rilevata nella stazione FT_10 posta a valle della traversa fluviale di Silì (Figura 2) ove sono stati pescati individui di specie non in grado di superare l'ostacolo ($h < 2$ m). Per quanto riguarda gli ambienti lacustri, i due invasi (LPA e LSV) sottoposti ad indagine ittica mostrano il medesimo numero di specie presenti.

L'analisi dei valori del Coefficiente di Integrità Faunistica (CIF), calcolati per singole stazioni fluviali e lacustri evidenzia una situazione "altamente compromessa" dovuta alla massiccia presenza dei taxa alieni anche di più recente introduzione (Figura 3), con l'eccezione della stazione FT_05 posta sotto la diga di Santa Vittoria e frequentata da soli individui di anguilla (CIF=1,0), e della stazione FT_10, posta a valle del primo sbarramento e pertanto agevolmente raggiungibile da specie propriamente eurialine (CIF=0,5).

Tabella I. Specie rinvenute nell'ambito delle indagini ittiche (I: indigena; A: aliena).

ORDINE	Famiglia	Genere e specie		
ANGUILLIFORMES	Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	anguilla	I
CLUPEIFORMES	Clupeidae	<i>Alosa fallax</i> (Lacépède, 1803)	cheppia	I
CYPRINIFORMES	Cyprinidae	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	tinca	A
		<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	scardola	A
		<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	carpa	A
		<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	carassio	A
	Cobitidae	<i>Cobitis taenia</i> (Linnaeus, 1758)	cobite	A
SILURIFORMES	Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	pesce gatto	A
ATHERINIFORMES	Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	latterino	I
PERCIFORMES	Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacépède, 1802)	persico trota	A
	Percidae	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	persico reale	A
	Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	spigola	I
MUGILIFORMES	Mugilidae	<i>Liza ramada</i> (Risso, 1827)	muggine calamita	I
		<i>Liza saliens</i> (Risso, 1810)	muggine musino	I
PETROMYZONTIFORMES	Petromyzontidae	<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758	lampreda di mare	I

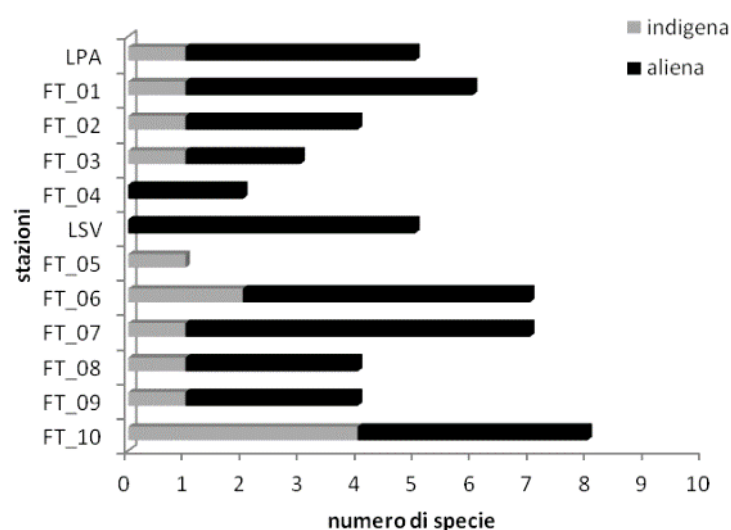


Figura 2. Numero di specie ittiche indigene e aliene rilevato per sito di indagine.

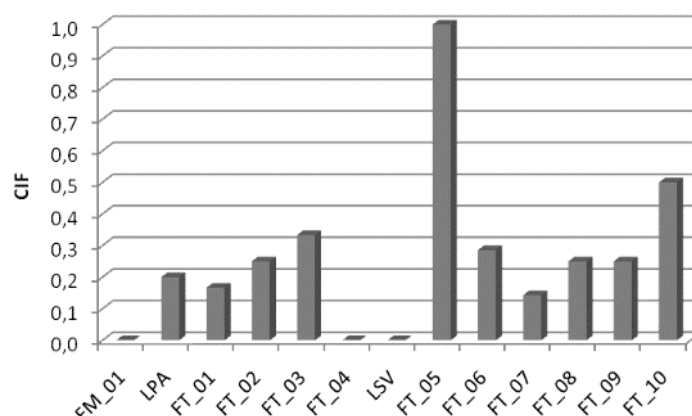


Figura 3. Rappresentazione grafica dei valori di Coefficiente di Integrità Faunistica per sito di indagine.

In tabella II, è riportata una ricostruzione storica delle presenze ittiche del basso corso del Tirso; i dati relativi alla fine degli anni '60, quando era già operativa la diga di Santa Vittoria, sono riferiti a 3 segmenti del fiume Tirso: a valle della diga di Santa Vittoria ("ponte di Oristano-Ollastra Simaxis"), a monte della stessa ("Ollastra-diga di Busachi"), e al Rio Mannu di Allai (ovvero fiume Massari). Sono inoltre riportati i dati confrontabili riferiti a 5 stazioni di campionamento (2 ubicate a monte della diga di Pranu Antoni, una tra la diga di Pranu Antoni e quella di Santa Vittoria, una a valle di quest'ultima ed una in prossimità della foce) (Massidda *et al.*, 1996).

Nel corso dei decenni si è assistito alla scomparsa di specie indigene più sensibili come la cagnetta *Salaria fluviatilis* e lo spinarello *Gasterosteus aculeatus*, e delle due specie di salmonidi di origine alloctona trota fario *Salmo trutta* e trota iridea *Salmo gairdneri* (oggi *Oncorhynchus mykiss*) che un tempo erano presenti lungo il corso medio del fiume Massari quale risultato di vari ripopolamenti (Spano, 1956; Cottiglia, 1968). Il latterino *Atherina boyeri*, in passato, risultava sostanzialmente abbondante e ben distribuito fino alle acque del fiume Massari; la sua presenza è stata attualmente rilevata esclusivamente a valle dello sbarramento di Silì ad evidenziare una drastica contrazione dell'areale di distribuzione.

Tabella II. Elenco delle specie ittiche rilevate tra il 1777 ed il 2015 (°: segnalazione del 1973).

			Cetti, 1777	Cottiglia, 1968	Massidda <i>et al.</i> , 1996	presente indagine
SPECIE INDIGENE	<i>P. marinus</i>	lampreda	*	*	°	*
	<i>A. fallax</i>	cheppia	*	*	*	*
	<i>A. anguilla</i>	anguilla	*	*	*	*
	<i>Mugil sp. / Liza sp.</i>	muggine	*	*	*	*
	<i>A. boyeri</i>	latterino		*	*	*
	<i>S. fluviatilis</i>	cagnetta		*		
	<i>G. aculeatus</i>	spinarello		*		
SPECIE ALIENE	<i>C. carpio</i>	carpa		*	*	*
	<i>P. fluviatilis</i>	persico reale		*	*	*
	<i>T. tinca</i>	tinca		*	*	*
	<i>G. holbrooki</i>	gambusia		*	*	
	<i>S. gairdneri</i>	trota iridea		*		
	<i>S. trutta</i>	trota fario		*		
	<i>M. salmoides</i>	persico trota			*	*
	<i>A. melas</i>	pesce gatto				*

<i>C. taenia</i>	cobite				*
<i>C. auratus</i>	carassio				*
<i>S. erythrophthalmus</i>	scardola				*

Le specie aliene di più recente introduzione quali persico trota *Micropterus salmoides*, pesce gatto *Ameiurus melas*, cobite *Cobitis taenia*, carassio *Carassius auratus*, scardola *Scardinius erythrophthalmus*, risultano ben adattate alle condizioni ambientali (Orrù *et al.*, 2010). Catture effettuate da pescatori dilettanti ad inizio estate del 2009 a valle della diga di Pranu Antoni confermarono le prime segnalazioni della scardola per il distretto centrale della Sardegna (Orrù *et al.*, 2010); attualmente la tendenza della specie, che mostra una percentuale di rinvenimento pari all'80% (Figura 4) e risulta abbondante nel 50% dei casi, è quella di forma aliena facilmente e prontamente adattatasi ai diversi ambienti fluviali ed alle acque lentiche del corso inferiore del Tirso, e che sta rapidamente ampliando il suo areale di distribuzione.

In ambiente lotico, all'anguilla, che rappresenta il 43% delle catture per il campione esaminato, segue la scardola (35%); nei laghi artificiali la stessa scardola appare, in termini di densità, la specie maggiormente rappresentativa (69%). Le relazioni lunghezza-peso, calcolate per le stazioni caratterizzate da popolazioni consistenti di scardola e campionate tramite pesca elettrica, mostrano una crescita pressoché isometrica (Tabella III). I valori medi del coefficiente di condizione K superiori a 1 sono indice di un buon stato di questo ciprinide, in corrispondenza di un periodo di notevole disponibilità trofica e del contributo ponderale delle gonadi in fase di maturità.

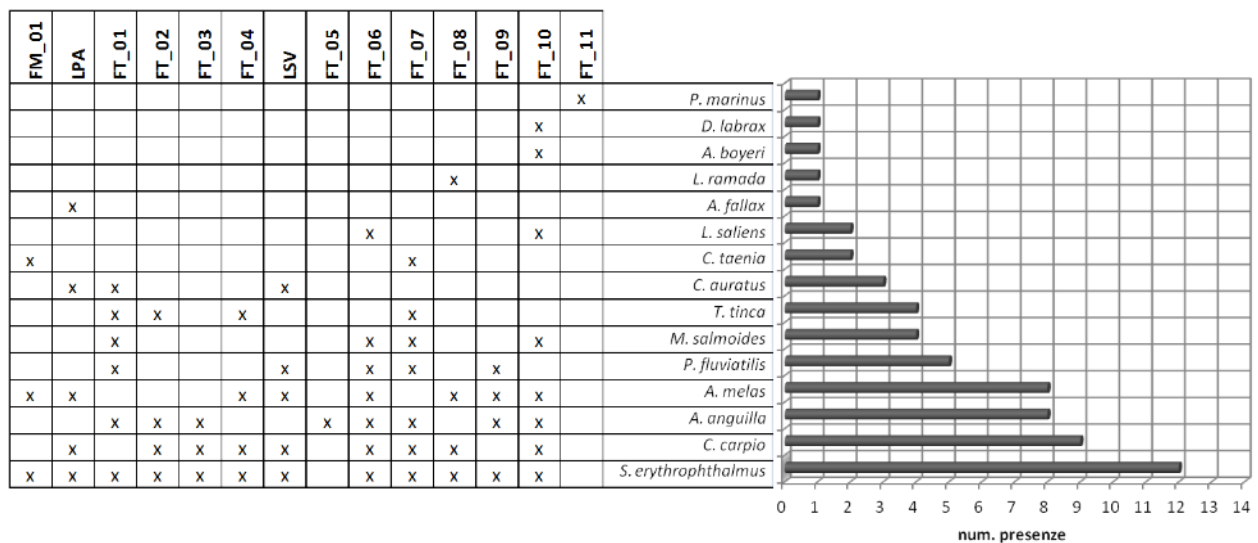


Figura 4. Presenza confermata per sito indagato e frequenza di comparsa.

Tabella III. *S. erythrophthalmus*: parametri della relazione LT-P, valori medi di K, range di taglia e valori medi di LT.

stz.	relazione LT-P	r ²	K		LT (cm)			
			media	dev.st.	min	max	media	dev.st.
FM_01	$y = 0,0108 x^{3,0242}$	0,992	1,15	0,128	5,9	28	10,4	4,653
FT_02	$y = 0,0125 x^{3,0312}$	0,822	1,38	0,178	14	21	16,1	1,525
FT_03	$y = 0,0111 x^{3,0026}$	0,990	1,13	0,120	6,2	17	11,8	3,876
FT_06	$y = 0,0099 x^{3,0623}$	0,978	1,18	0,205	6,2	23	12,6	4,827

Già segnalata nelle acque del lago Omodeo, la presenza del carassio a valle del medesimo invaso è relativamente recente (Massidda *et al.*, 2006). La cattura di diverse femmine adulte con addome rigonfio dovuto all'avanzato stadio di maturazione delle gonadi, confermano l'acclimatazione della specie aliena: la sua presenza a valle dell'invaso di Pranu Antoni consente di ipotizzare un progressivo ampliamento dell'areale di distribuzione (Orrù & Cau, 2012). Il pesce gatto occupa, con popolazioni localmente consistenti e ben strutturate, più della metà delle stazioni fluviali sottoposte ad indagine e risulta specie aliena diffusa e ben adattata anche in ambiente lacustre. La carpa *Cyprinus carpio*, in passato ciprinide presente con popolazioni maggiormente consistenti e strutturate, appare attualmente ben acclimatata e distribuita soprattutto in ambiente lacustre e zone potamali; nelle stazioni fluviali indagate risulta meno abbondante dove predomina la scardola. Il persico reale *Perca fluviatilis* e la tinca *Tinca tinca*, presenti con discontinuità in ambienti lentic, appaiono come specie aliene stabili o in regressione. La presenza del cobite *Cobitis taenia* in sole due stazioni fluviali è verosimilmente legata alla limitata disponibilità di idonei substrati. Nel periodo di indagine non sono state effettuate catture di gambusia *Gambusia holbrooki*, specie introdotta a partire dagli anni '20 come strumento di lotta biologica e che, nel tempo, trovando condizioni ambientali e climatiche estremamente favorevoli, si era riprodotta con successo e si era diffusa ampiamente e rapidamente andando ad occupare anche tratti rithrali del fiume Tirso. Le forme ittiche eurialine di accompagnamento sono rappresentate dal muggine calamita *Liza ramada* e muggine musino *Liza saliens* che, a seguito di risalite del fiume per motivi trofici, sono ritrovate in modo discontinuo nel tratto planiziale del fiume Tirso almeno fino alla diga di S. Vittoria (FT_06). Tra le specie litorali lagunari è stata registrata la presenza accidentale della spigola *Dicentrarchus labrax* in prossimità della traversa di Sili (FT_10).

La lampreda di mare, specie inserita nell'Allegato II della Direttiva 92/43/CEE, è considerata ormai estinta in diversi bacini della penisola italiana e riconosciuta "critically endangered" (CR) (Zerunian, 2007; Rondinini *et al.*, 2013). Attualmente mancano dati precisi sull'attuale distribuzione e sulla consistenza delle popolazioni di questo petromizontide in Sardegna: la mancata applicazione di corrette tecniche di campionamento, l'inefficace ricerca di stazioni di campionamento fluviali caratterizzate da substrati idonei, l'errata scelta dei periodi di campionamento in relazione a caratteristiche migratorie della specie, hanno comunque rappresentato ostacoli concreti nella definizione del dato presenza/assenza e nella stima dei popolamenti. Penetrazioni in scarso numero di lamprede nelle acque dolci del Tirso erano state segnalate negli anni '60 (Zanandrea, 1961; Cottiglia, 1968); all'epoca non venivano peraltro registrati rinvenimenti di ammoceti. Le ultime segnalazioni documentate risalivano al 1973, allorquando erano state effettuate alcune catture immediatamente a valle della diga di S. Vittoria (Massidda *et al.*, 2008). La sua presenza è stata accertata nella zona di estuario del fiume Tirso (stz. FT_11) e, per quanto episodico, il ritrovamento di un individuo adulto (LT=81,8 cm, P=1032 g), assume un rilievo di particolare interesse conservazionistico e rappresenta un importante spunto per ulteriori indagini ed approfondimenti.

Alosa spp. è taxon inserito agli Allegati II e V della Direttiva 92/43/CEE. Negli ultimi decenni le popolazioni hanno subito una rilevante contrazione demografica (McKeown, 1984; McDowell, 1988; Giovanardi *et al.*, 1989; Saunders *et al.*, 1991; Collares-Pereira *et al.*, 2000; Loro, 2004; Ferriera *et al.*, 2007). Si ritiene oltremodo che la convivenza con forme aliene invasive possa ragionevolmente essere causa di competizione per l'habitat e di predazione (Vila-Gispert *et al.*, 2005; Gherardi *et al.*, 2007). In passato erano documentate popolazioni consistenti nei corsi d'acqua dei principali bacini idrografici della Sardegna e nel Tirso (Cetti, 1777). Negli anni '60 veniva confermata la sua presenza nei tratti medi e bassi del fiume Tirso (Cottiglia, 1963a; Cottiglia, 1968), ma già all'epoca veniva di fatto evidenziata una limitata distribuzione spaziale legata alla presenza di sbarramenti e dighe, a marcate variazioni di portata dei corsi d'acqua ed all'impossibilità di compiere liberamente migrazioni trofiche e

riproduttive. Da qualche decennio si è registrata una cospicua riduzione del numero di corsi d'acqua occupati dalla specie (Massidda *et al.*, 1996). La popolazione landlocked del lago Omodeo era stata oggetto di un importante approfondimento scientifico (Cottiglia, 1963b). Gli studi effettuati ricondussero questa popolazione alla forma sedentaria di *A. fallax* all'epoca nota alla comunità scientifica con il nome più preciso di agone. Pare che di agone, o comunque di forma lacustre della cheppia, si trattasse anche per il nucleo di *A. fallax* segnalato, a metà degli anni '90, nell'invaso di S. Vittoria (Massidda *et al.*, 1996). Nel fiume Tirso la cheppia era attivamente pescata e rivestiva, localmente, una certa importanza economica e alimentare. Non si hanno da decenni segnalazioni di migrazioni fluviali lungo l'asta principale del basso Tirso ed è segnalata da pescatori dilettanti la cattura di qualche raro esemplare nei laghi artificiali. Nell'ambito del presente studio è stata accertata la presenza rara della cheppia esclusivamente nelle acque dell'invaso di Pranu Antoni.

Il quadro generale dello stato dello stock di anguilla è caratterizzato da un marcato e prolungato declino del reclutamento in tutto il continente europeo (Moriarty & Dekker, 1997; Lobón-Cervià, 1999; Feunteun, 2002; Dekker, 2002). In Sardegna sembra aver maggiormente contribuito alla contrazione degli areali di distribuzione della specie, e ad una progressiva riduzione delle abbondanze soprattutto nei tratti rithrali, la frammentazione fluviale causata dalla realizzazione di numerosi sbarramenti insormontabili lungo i corsi d'acqua. Si sommano, a tale condizione, l'assenza di idonei di passaggi per pesci (Massidda & Orrù, 2004), il mancato rilascio programmato dagli invasi artificiali (Cottiglia, 1968), e l'impatto, difficile da quantificare, della pesca di frodo effettuata con metodi di cattura illegali (Massidda *et al.*, 2008).

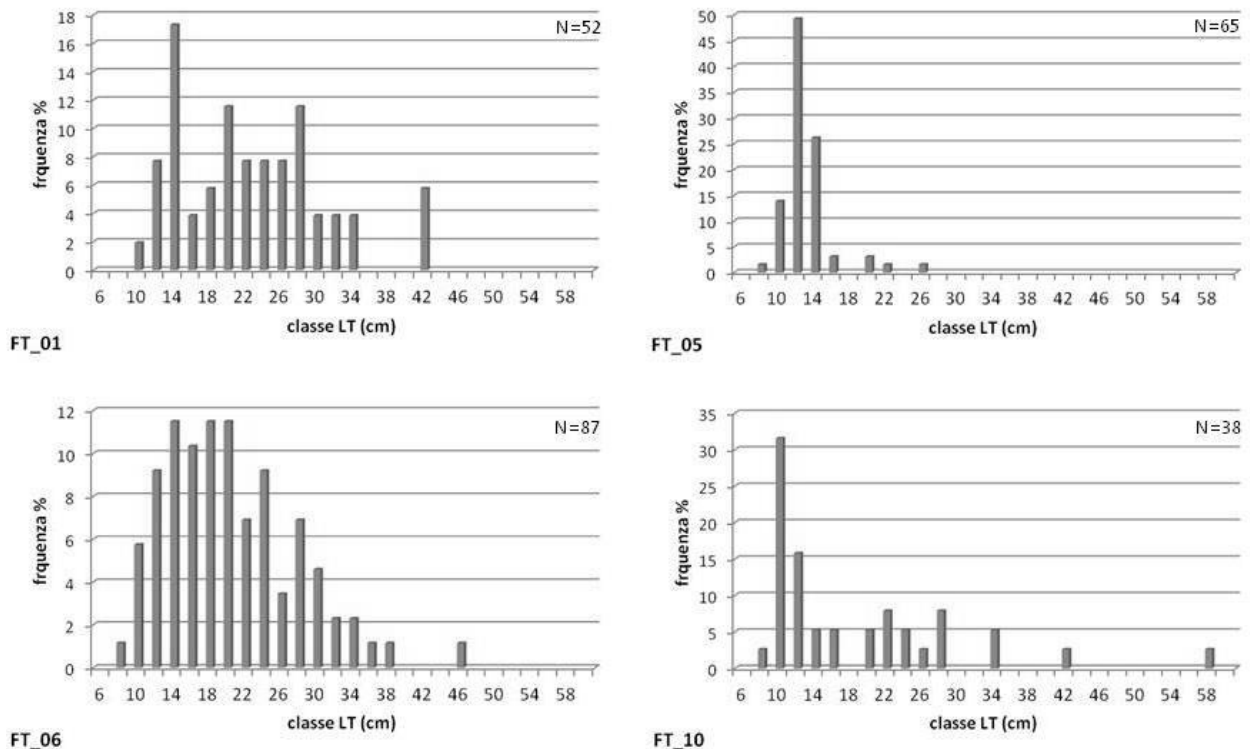


Figura 5. *A. anguilla*: distribuzione per classi di lunghezza.

Nel bacino idrografico del Tirso, l'anguilla non risulta più così abbondante e ben distribuita; nell'ambito del presente studio, risalendo il fiume dalla sua foce, la cattura di anguille è stata effettuata in tutte le stazioni di campionamento fluviale ove si è operato con la pesca elettrica. La specie è risultata abbondante nelle stazioni FT_10 (a valle della traversa di Sili), FT_07, FT_06, FT_05 (a valle della diga di Santa Vittoria) e FT_01 (a valle della diga di Pranu Antoni).

Dall'analisi delle distribuzioni in classi di taglia emerge che addensamenti di anguilla rilevati sotto gli sbarramenti (FT_10; FT_05; FT_01) o a qualche decina di metri dagli stessi (FT_06) sono prevalentemente costituiti da giovanili (Figura 5) ed i valori medi delle taglie aumentano all'aumentare della distanza dallo sbarramento. Non sono state registrate catture di anguilla nelle acque del fiume Massari (FM_01), ove la sua presenza era già stata considerata sporadica e discontinua (Massidda *et al.*, 1996), e ciò anche a conferma di quanto riferito da pescatori locali abituali. I risultati evidenziano, pertanto, una certa forma di reclutamento naturale fino ai piedi della diga di Pranu Antoni: da qui a monte, è impedita ogni forma di risalita.

Conclusioni

Un tempo il Tirso era percorso da specie native migratrici, intente a risalire l'asta fluviale alla ricerca degli habitat acquatici più idonei alla riproduzione (nel caso delle forme anadrome cheppia e lampreda di mare) o all'accrescimento di giovani individui fino allo stadio adulto (nel caso dell'anguilla, forma catadroma): tale ruolo storico del fiume come corridoio ecologico appare però oggi compromesso. Ad interventi di bonifica e di riduzione di estensione delle zone umide ed estuariali, hanno fatto seguito la costruzione della sequenza di dighe e traverse ed un conseguente generale scadimento qualitativo dell'habitat. La frammentazione del continuum fluviale e la modifica delle portate naturali, unitamente all'introduzione ed acclimatazione di specie aliene, si sono risolte in un'alterazione della biodiversità ittica del fiume Tirso. La vocazionalità ittica teorica del tratto fluviale indagato, estratta da fonti storiche e relativa ad una condizione naturale priva di impatti ed alterazioni antropiche, è riferibile ad una situazione di popolazioni abbondanti e ben distribuite di anguilla e cheppia, dalla frequentazione di lamprede di mare e di muggini. La situazione ittiofaunistica rinvenuta, che tiene conto dell'effettivo stato ambientale in cui si trova il basso corso del fiume Tirso, evidenzia invece la limitata possibilità di sviluppo dell'ittiofauna nativa (forme migratrici) e il favorevole sviluppo delle specie ittiche aliene (più tolleranti).

In questo contesto, gli interventi sperimentali ecocompatibili di posizionamento di un dispositivo di risalita per anguille presso la diga di Santa Vittoria e di allestimento, nel medesimo invaso, di un letto di frega a favore di *A. fallax*, previsti in attuazione del progetto di ripristino del corridoio ecologico fluviale, assumono un carattere rilevante in termini di gestione conservazionistica della risorsa ittica di pregio.

Ringraziamenti

Questa ricerca scientifica è stata effettuata con il finanziamento dell'Associazione dei Comuni di Villanova Truschedu, Ollastra e Zerfaliu nell'ambito del "Progetto di ripristino del corridoio ecologico fluviale del Tirso alla libera migrazione delle specie ittiche native di interesse comunitario" Programma Operativo Regionale FERS Progetto 2007/2013 approvato dalla Commissione europea con decisione C (2007) 5728 del 20/11/2007. Asse IV Ambiente, Linea di attività 4.1.2.b "Realizzazione di azioni innovative sperimentali del Piano di Azione Ambientale Regionale scelte in base al loro carattere dimostrativo. Azione 11° Aree Ecotonali".

Bibliografia

- Bianco P.G. (1995a). Mediterranean endemic freshwater fishes of Italy. *Biological Conservation* 72, 159-170.
- Bianco P.G. (1995b). Alien introductions, chief elements of native freshwater fish degradation and use of indices and coefficients as an example to quantify the situation existing in Italy. In: *Proceedings of the World Fisheries Congress, Theme 3*. (Philipp D. P.; Epifanio J. M.; Marsden J. E.; Claussen J. E.; Wolotira R. J., eds) Oxford & IBH Publishing Co., New Delhi, pp. 175-198.
- Cetti F. (1777). Anfibi e pesci di Sardegna. Ed. Piattoli, Sassari, 208 pp.

- Collares-Pereira M.J., Cowx I.G., Ribeiro F., Rodrigues J. A. (2000). Threats imposed by water resource development schemes on the conservation of endangered fish species in the Guardiana River Basin in Portugal. *Fish. Manage. Ecol.* 7, 167-178.
- Cottiglia M. (1963a). Studi sull'ittiofauna dulciacquicola della Sardegna I. L'Alosa miratrice del Tirso. *Boll. Pesca Pisc. Idr.* 2, 15-39.
- Cottiglia M. (1963b). Studi sull'ittiofauna dulciacquicola della Sardegna. II. L'Agone del lago Omodeo. *Boll. Pesca Pisc. Idr.* 2, 125-142.
- Cottiglia M. (1968). La distribuzione dell'ittiofauna dulciaquicola in Sardegna. *Riv. Idrobiol.* 7, 63-116.
- Dekker W. (2002). Status of the European eel stock and fisheries. *Proceedings of the International Symposium "Advances in Eel Biology"*, Tokio (Japan), 23-30 September 2001, 237-254.
- Direttiva 43/CEE (1992). Conservazione degli habitat naturali e seminaturali, della flora e della fauna selvatica. *G.U.C.E. n. L 206 del 22 luglio 1992*.
- Ferreira T., Oliveira J., Caiola N., De Sostoa A., Casalis F., Cortes R., Economou A., Zogaris S., Garcia-Jalon D., Ilhéu M., Martine-Capel F., Pont D., Rogers C., Prenda J. (2007). Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and their responses to human disturbance. *Fisheries Management and Ecology* 14, 473-481.
- Feunteun (2002). Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): an impossible bargain. *Ecological Engineering* 18, 575-591.
- Froese R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* 22, 241-253.
- Fulton T.W. (1902). The rate of growth of fishes. *20th Annual Report of the Fishery Board of Scotland* 3, 326-446.
- Gherardi F., Bertolino S., Bodon M., Casellato S., Cianfanelli S., Ferraguti M., Lori E., Mura G., Nocita A., Riccardi N., Rossetti G., Rota E., Scalera R., Zerunian S., Tricarico E. (2007). Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival and pathways. *Biological Invasions* DOI 10.1007/s 10530-007-9142-9.
- Giovanardi O., Romanelli M., Arru A., Serra G. (1989). Distribuzione ed abbondanza degli stadi planctonici di pesci, in particolare Clupeiformi, nelle acque circostanti la Sardegna. *Nova Thalassia* 10, suppl. 1, 168-176.
- Lobón-Cervía J. (1999). The decline of eel *Anguilla anguilla* (L.) in a river catchment of northern Spain (1986-1997). Further evidence for a critical status of eel in Iberian waters. *Arch. Hydro biol.* 2, 245-253.
- Loro R. (2004). Migrazioni ittiche: un approccio olistico all'integrità ecologica dei sistemi idrici. *Passaggi per Pesci, Atti del Seminario Tecnico di Modena*, Provincia di Modena, 45-63.
- Massidda P., Sabatini A., Davini M., Conti G., Loddo G., Cau (1996). Nuovi dati sulla distribuzione dell'ittiofauna d'acqua dolce in Sardegna. *Atti del VI Convegno Nazionale Associazione Ittiologi Acque Dolci*. Varese Ligure, 239-246.
- Massidda P., Orrù F. (2004). Bacini idrici della Sardegna: laghi artificiali e traverse a maggiore impatto sulla libera circolazione della fauna ittica. *Passaggi per Pesci, Atti del Seminario Tecnico di Modena*, Provincia di Modena, 67-74.
- Massidda P., Orrù F., Davini M.A., Pirastu A., Cau A. (2006). Introductions of non-native fishes in Sardinia: first occurrence of *Carassius auratus* (L. 1758) in Lake Coghinas (Sardinia, Italy). *Journal of Freshwater Biology, Quaderni ETP/34*, 299-303.
- Massidda P., Conti G., Loddo G., Cau A. (2008). Pesci d'acqua dolce della Sardegna. *Ed. Aisara Cagliari* 93 pp.
- McDowall R.M. (1988). Diadromy in fishes: migrations between freshwater and marine environments. *Croom Helm*, London 308 pp.
- McKeown B.A. (1984). Fish migration. *Croom Helm*, London 224 pp.

- Moriarty C., Dekker W. (1997). Management of European eel fisheries. *Fisheries Bulletin* 15, 77-90.
- Myers G. S. (1949). Salt tolerance of freshwater fish group in relation to zoogeographical problems. *Bijdragen Dierk* 28, 315-322.
- Orrù F., Cau A. (2006). Introduced non-native fishes in inland waters of Sardinia (Italy). *1st ECCB European Congress of Conservation Biology*, Eger (Hungary), 22-26 August 2006. Book of Abstract, 145.
- Orrù F., Deiana A. M., Cau A. (2009). L'ittiofauna dei bacini lacustri in Sardegna: evoluzione storica e xenodiversità. *XIX Congresso della Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*. Venezia, Isola di S. Servolo, 22-25 settembre 2009. Riassunti, 51.
- Orrù F., Deiana A.M., Cau A. (2010). Introduction and distribution of alien freshwater fishes on the island of Sardinia (Italy): an assessment on the basis of existing data sources. *Journal of Applied Ichthyology* 26 (Suppl. 2), 46-52.
- Orrù F., Cau A. (2012). Introduzione, naturalizzazione ed invasione di specie ittiche alloctone: il caso dei Ciprinidi in Sardegna. *XIV Congresso AIIAD Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci*, Torino, 15-17 novembre 2012. Abstracts/Proceedings, 15.
- Puzzi C., Ippoliti A., Columbano A., Gentili G., Bardazzi M.A. (2010). Prima caratterizzazione della fauna ittica d'acqua dolce della Provincia di Olbia-Tempio. *Studi Trent. Sci. Nat.* 87, 249-252
- Rondinini, C., Battistoni, A., Peronace, V., Teofili, C. (2013). *Petromyzon marinus*. IUCN, [/scheda.php?id=1480075494](http://scheda.php?id=1480075494).
- Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5, 18-32.
- Spano B. (1956). La Piscicoltura in Sardegna. *Boll. Interessi Sardi* 15 pp.
- Vila-Gispert A., Alcaraz C., García-Berthou E. (2005). Life-history traits of invasive fish in small Mediterranean streams. *Biological Invasions* 7, 107-116.
- Zanandrea G. (1961). Le lamprede in Sardegna. *Centro Internazionale Studi Sardi*, Cagliari 10 pp.
- Zerunian, S. (2007). Problematiche di conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani. *Biologia Ambientale* 21 (2), 49-55.
- Zunino M., Zullini A. (1995). Biogeografia: la dimensione dell'evoluzione. *Casa Editrice Ambrosiana, Milano* 310 pp.

DISTRIBUZIONE E NATURALIZZAZIONE DEL GAMBERO INVASIVO *PACIFASTACUS LENIUSCULUS* NEL TORRENTE VALLA (ITALIA NORD-OCCIDENTALE)

DISTRIBUTION AND ESTABLISHMENT OF THE INVASIVE SIGNAL CRAYFISH *PACIFASTACUS LENIUSCULUS* IN THE VALLA STREAM (N-W ITALY)

DANIELA GHIA¹, GIANLUCA FEA¹, LAURA GRUPPUSO², TIZIANO BO², ALESSANDRO
CANDIOTTO², STEFANO FENOGLIO², ROBERTO SACCHI¹

1. Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università degli Studi di Pavia, Via Taramelli 24 – 27100 Pavia. Corresponding author: daniela.ghia@unipv.it
2. DISIT - Università del Piemonte Orientale, Viale Teresa Michel 11 – 15121 Alessandria.
3. F.I.P.S.A.S. Sezione Convenzionata di Alessandria, Piazza G. Ambrosoli 5 – 15121 Alessandria.

Parole chiave: Gambero della California, ciclo annuale, specie aliene, invasione degli ecosistemi d'acqua dolce, Italia.

Keywords: signal crayfish, year cycle, alien species, freshwater ecosystem invasion, Italy.

Riassunto

Scopo del presente lavoro è stato lo studio della popolazione del Gambero della California (*Pacifastacus leniusculus*) nel torrente Valla (Italia nord-occidentale), la specie di gambero invasivo più diffusa a livello europeo. La presenza di questo gambero in Italia è tuttavia ancora limitata a pochi casi. Sono state individuate cinque stazioni nella porzione di torrente occupata dal gambero, e sono state posizionate per due giorni complessivamente 30 nasse innescate, a cadenza mensile, da aprile 2015 a marzo 2016. Tutti i 914 gamberi della California catturati sono stati rimossi dal torrente. Per ogni individuo sono stati annotati sesso, peso e lunghezza totale (LT). La sex ratio è risultata pari a 1:1 in ogni stazione. Le femmine ovigere sono state catturate da novembre ad aprile; e l'attività dei gamberi è risultata correlata alla temperatura dell'acqua. La LT media dei gamberi diminuisce significativamente e in modo progressivo verso valle. La realizzazione di piani di gestione contenenti azioni di contenimento dovrebbe essere promossa, al fine di limitare la diffusione di questa specie.

Abstract

We studied the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) population of the Valla stream (Northern Italy), the most widespread invasive crayfish in Europe. The occurrence of this crayfish in Italy is still restricted to few events. Five sampling sites were located along the invaded stream, and overall thirty baited traps were set once a month for two days, from April 2015 to March. All the 914 signal crayfish trapped were removed from the watercourse. Each crayfish was sexed, weighted and measured for total length (TL). Sex ratio was about 1:1 in all sites. Egg-bearing females occurred from early November to late April. Crayfish activity was correlated with water temperature. Crayfish average TL decreased significantly moving downstream. Management and control actions should be promoted to limit its spreading.

Introduzione

Le specie alloctone invasive sono riconosciute come la seconda causa più importante di perdita di biodiversità a livello globale, con un pesante impatto ambientale, sulle attività economiche e sulla salute umana (Lövei, 1997; DAISIE, 2009). In particolare, gli ambienti acquatici (la cui conservazione è l'obiettivo finale della Direttiva 2000/60/CE) e quelli di acqua dolce in special modo sono particolarmente vulnerabili alle invasioni biologiche, poiché spesso rappresentano corridoi che facilitano la dispersione di specie invasive, quali il Giacinto d'acqua e il Gambero della Louisiana (Holdich & Pöckl, 2007).

I gamberi alloctoni invasivi possono determinare un grave impatto sugli ecosistemi che occupano, in quanto rappresentano un'importante componente della rete trofica, in termini sia di biomassa sia di funzione ecosistemica, grazie alle loro dimensioni, al loro ciclo vitale relativamente lungo, alle loro caratteristiche onnivore e al loro ruolo di bio-costruttori (Usio & Townsend, 2002). Altra rilevante conseguenza della diffusione di gamberi alloctoni è l'impatto devastante che determinano nei riguardi delle specie autoctone di gambero, che scompaiono nelle zone di contatto, a causa principalmente della 'peste del gambero' e/o per competizione. Sono proprio i gamberi alloctoni di origine nord-americana, come *Procambarus clarkii* (Girard, 1852), *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) e *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), i portatori sani dell'oomicete *Aphanomyces astaci* Schikora 1906, responsabile della peste del gambero (Aquiloni *et al.*, 2011), e per questo rappresentano una minaccia continua per le specie autoctone.

Il gambero della California *Pacifastacus leniusculus* è una specie originaria dell'America nord-occidentale ed è stato introdotto in Giappone negli anni 1926-1930 (Usio *et al.*, 2007) e in Europa a partire dagli anni 1960, dapprima in Svezia, con lo scopo di reintegrare gli stock del gambero autoctono *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) con una specie di interesse commerciale e molto simile da un punto di vista ecologico, dopoché le popolazioni autoctone erano state pesantemente colpite dalla peste del gambero (Souty-Grosset *et al.*, 2006). La sua introduzione in Svezia ebbe un ampio successo per acquacoltura e per tradizione culturale, così che introduzioni secondarie sono state fatte successivamente in molti paesi europei, fino a far divenire *P. leniusculus* la specie di gambero alloctono più ampiamente diffusa in Europa, in ben 27 stati (Holdich *et al.*, 2009).

In Italia, per la prima volta *P. leniusculus* fu individuato in un torrente in provincia di Bolzano in prossimità di Brunico (Machino, 1997) nel 1981. Successivamente, nel 2002 fu segnalato nel Lago del Brugneto, in provincia di Genova (Capurro *et al.*, 2006). Nel torrente Valla (bacino del Fiume Po) le prime segnalazioni risalgono all'estate 2009, relativamente al tratto in provincia di Alessandria (Candiotto *et al.*, 2010), e successivamente nell'estate 2015 anche in provincia di Savona (Bo *et al.*, 2016). Ad oggi le popolazioni di *P. leniusculus* in Italia risultano in numero limitato e di conseguenza anche le conoscenze in proposito sono poche e concentrate prevalentemente in ambiente lentic (Capurro *et al.*, 2007, 2015).

Lo scopo del presente lavoro è quindi quello di migliorare le conoscenze di questa specie invasiva in ambiente lotico, per quanto riguarda la sua distribuzione attuale e le caratteristiche biologiche, al fine di pianificare misure di controllo adeguate, atte quantomeno a limitarne la diffusione.

Materiali e metodi

Il torrente Valla è il principale affluente della Bormida di Spigno ad una quota di circa 225 m s.l.m. (bacino del fiume Po) e scorre per circa 23 km fra le province di Savona e di Alessandria. Nasce attorno agli 800 m s.l.m. in territorio ligure e dopo circa 10 km entra in territorio piemontese. Poco a monte di Spigno Monferrato (AL) il torrente è sbarrato da una diga muraria alta 42,5 m costruita tra il 1923 e il 1925. Essa è situata in un tratto abbastanza incassato della valle, ed è impostata su rocce ofiolitiche serpentinosi, molto resistenti ed impermeabili. Il lago

di sbarramento artificiale segue la morfologia meandriforme della valle percorsa, è lungo circa 3 km, contiene un volume d'acqua pari a 2 milioni di metri cubi e raggiunge una profondità massima di circa 40 m. Il bacino è gestito da Tirreno Power S.p.A., e le sue acque vengono utilizzate nella vicina centrale di Spigno Monferrato per produrre energia elettrica. L'alimentazione del lago, oltre che dal torrente Valla, è data da un canale a pelo libero lungo oltre 6 km che attinge da una presa sul fiume Bormida di Spigno a Piana Crixia.

Nel torrente Valla in provincia di Alessandria, a monte della diga, sono state individuate cinque stazioni simili per ambiente e composizione del substrato, su un'estensione di circa 8 km, da V1 a V5 da monte verso valle (Figura 1). Ogni stazione è costituita da un tratto di torrente lungo circa 100 m.

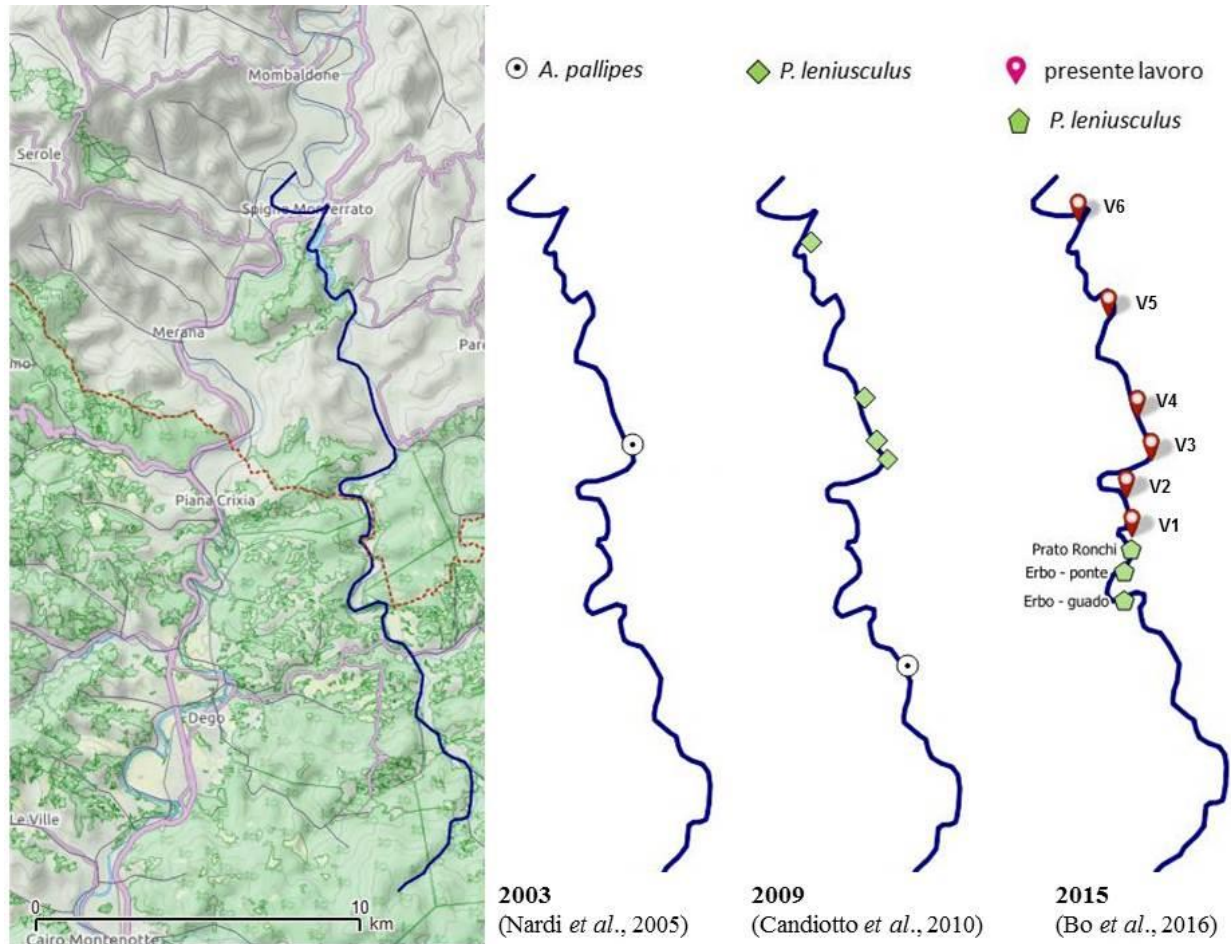


Figura 1: Diffusione di *P. leniusculus* nell'area di studio.

Da aprile 2015 a marzo 2016, con cadenza mensile, sono state posizionate complessivamente 30 nasse a inganno (sei nasse in ciascuna stazione), innescate con mangime secco per gatti. Le nasse, costruite a mano, hanno una struttura prismatica triangolare in bambù (70Lx30Wx30H cm), con le pareti costruite in rete di plastica con maglia di 8 mm e un solo ingresso ad inganno costituito da rete nera a maglia fine (4 mm di lato). Le nasse sono state ispezionate circa 48 ore dopo la loro messa in opera, per sfruttare anche l'eventuale attività diurna di *P. leniusculus* (Lozan, 2000). Parallelamente nell'estate 2015 sono state effettuate anche (i) una valutazione della fauna ittica condotta anche nella stazione V6 a valle della diga con metodologia qualitativa, utilizzando l'elettrostorditore, in regime di magra idrologica e (ii) sessioni di ricerca diurna randomizzata nei tratti tra le cinque stazioni.

Tutti i gamberi alloctoni catturati sono stati rimossi dal torrente, soppressi mediante ipotermia, analizzati in laboratorio e successivamente smaltiti come frazione umida. Per ogni gambero sono stati determinati: sesso, peso, lunghezza totale (LT) misurata mediante calibro digitale, mancanza o rigenerazione delle chele e/o altre mutilazioni ed eventuale presenza di spermatofore, uova pleopodali o larve.

La temperatura dell'acqua è stata misurata ad ogni sopralluogo, quindi il giorno della posa delle nasse e al loro recupero, due giorni dopo.

Le mappe cartografiche sono state elaborate con il software QGIS 2.8.6-Wien. La analisi statistiche sono state effettuate con l'ausilio del software SPSS 13.0. Test statistici non parametrici sono stati eseguiti laddove non è stato possibile ricondurre i dati analizzati ad una distribuzione di tipo normale.

Risultati

I gamberi appartenenti a *P. leniusculus* sono stati trovati lungo tutto il tratto oggetto di studio, quindi per almeno 8 km, sia con le nasse sia con la ricerca attiva diurna sia durante l'attività di elettropesca. Mediante quest'ultima è stata effettuata la cattura dei gamberi in tutte le cinque stazioni a monte della diga, ma nessun gambero è stato catturato nella stazione a valle della diga (V6 in Figura 1). Invece, nessun gambero appartenente alla specie autoctona *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) complex è stato ritrovato durante i campionamenti.

Complessivamente sono stati catturati 914 gamberi della California (460 femmine e 454 maschi), con una *sex ratio* di 1:0.99 (femmina/maschio) che non differisce significativamente dal valore atteso 1:1 (χ^2 test = 0.039; $p = 0.843$). Ci sono differenze significative tra le frequenze dei gamberi nelle cinque stazioni (χ^2 test = 154, 6; $p < 0.001$), con un numero maggiore nelle stazioni verso monte, mentre non ci sono differenze significative tra maschi e femmine (χ^2 = 6.002; $p = 0.199$; Figura 2), sebbene nella stazione V5 più a valle le femmine risultino più numerose.

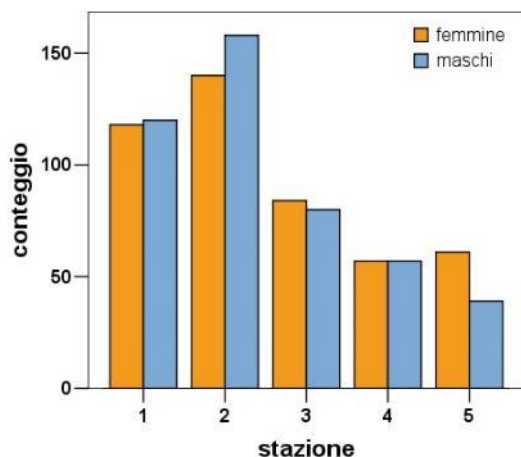


Figura 2: Distribuzione delle catture nelle cinque stazioni

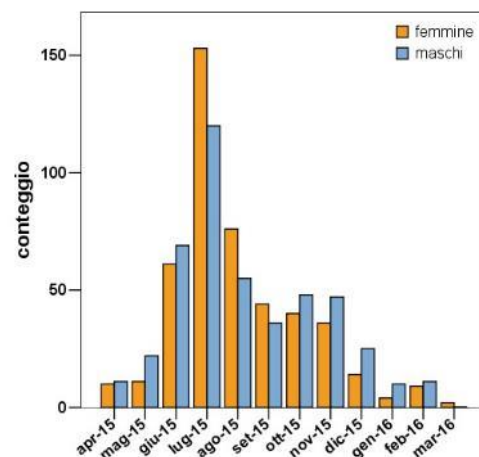


Figura 3: Distribuzione delle catture durante l'anno

L'andamento delle catture durante l'intero anno ha evidenziato invece differenze di attività tra maschi e femmine (χ^2 = 22.383; $p = 0.022$; Figura 3), con maggiori frequenze di queste ultime nei mesi estivi (luglio, agosto, settembre). Nei campionamenti di novembre e di aprile sono state trovate alcune femmine ovigere, che attestano la capacità riproduttiva.

Le catture per unità di sforzo (CPUS) si sono attestate al valore medio di 1,3 gamberi/nassa/notte e sono risultate massime nel mese di luglio in tutte le cinque stazioni (media $\pm$ dev std) (4.6 ± 1.48 gamberi/nassa/notte) e minime a marzo (0.03 ± 0.53 gamberi/nassa/notte). I valori di CPUS sono inoltre correlati con la temperatura dell'acqua (Rho di Spearman = 0.744; $p < 0.001$; Figura 4).

La lunghezza totale media dei maschi (85.5 ± 17.96 mm, range 43-136.6 mm) è molto simile a quella delle femmine (84.7 ± 19.75 mm, range 21.7-132.4 mm; Test di Mann-Whitney: $Z = -0.148$, $p = 0.883$), mentre la lunghezza totale dei gamberi è diversa nelle cinque stazioni (Test di Kruskal Wallis: $\chi^2 = 74.744$; $p < 0.001$), aumentando da valle verso monte (Figura 5).

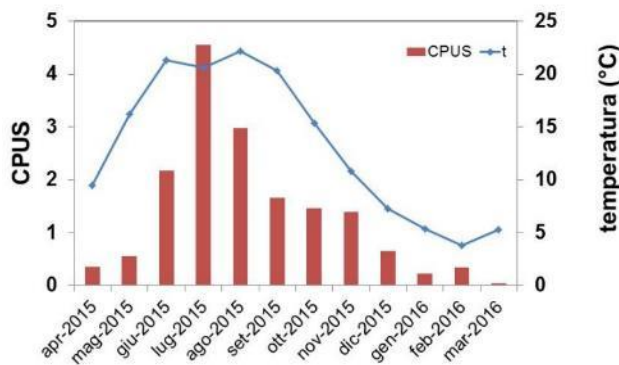


Figura 4: Andamento delle CPUS durante l'anno in relazione alla temperatura dell'acqua

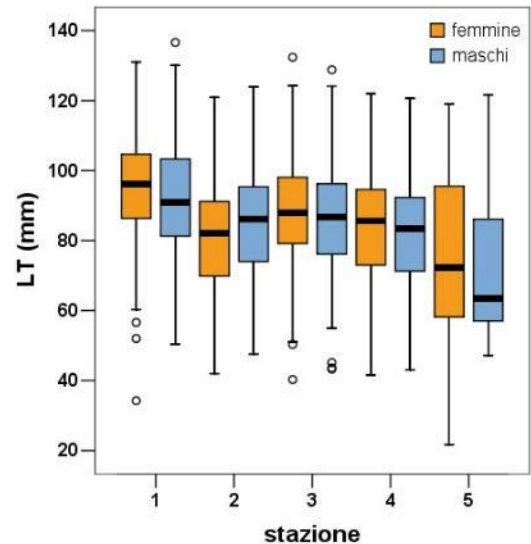


Figura 5: Boxplot della lunghezza totale (LT) suddivisa per sesso nelle cinque stazioni.

Le barre a T rappresentano gli intervalli fino al valore adiacente superiore ($75\% + 1,5 \times \text{differenza interquartilica}$) e adiacente inferiore ($25\% - 1,5 \times \text{differenza interquartilica}$). I cerchietti indicano i valori anomali.

Discussione

Il presente studio sulla diffusione di questo gambero, già segnalato ormai dal 2009 nel torrente Valla (Candiotti *et al.*, 2010), ha evidenziato la sua completa naturalizzazione in tutta l'area di studio, quindi dalla diga che sbarrava il torrente nei pressi di Spigno Monferrato fino al confine sud della provincia di Alessandria, per una lunghezza complessiva di oltre 8 km. Infatti in tutte le cinque stazioni (e nei tratti tra esse) sono stati catturati sia maschi sia femmine, e alcune di queste presentavano adese le uova pleopodali.

Le differenze riscontrate tra le stazioni (in numero di gamberi e in dimensione di LT) indicano un gradiente dalla diga verso monte, per cui si può ipotizzare un 'fronte di invasione', simile a quello descritto da Hudina *et al.* (2009). Nel nostro studio non emerge nessuna prevalenza tra i sessi, mentre *P. leniusculus* in fiumi croati mostra la predominanza dei maschi nel fronte di invasione (Hudina *et al.*, 2012), probabilmente per una maggiore aggressività e competizione rispetto alle femmine per le risorse trofiche e ambientali (Fero *et al.*, 2007). D'altro canto, studi su *O. limosus* hanno evidenziato invece la presenza di una maggioranza di femmine, che producono più uova nel fronte d'invasione (Pârvolescu *et al.*, 2015).

Il periodo di massima cattura dei gamberi nel torrente Valla si è riscontrato nei mesi estivi ed è legato alla maggiore attività dovuta all'innalzamento della temperatura dell'acqua. Il limite

massimo di temperatura per *P. leniusculus* è stato trovato a 29°C (Nakata *et al.*, 2002), mentre l'optimum per la sua crescita è di 22,8 °C (Firkins & Holdich, 1993), valore molto prossimo a quelli registrati nella nostra area di studio in estate. La frequenza più alta delle femmine catturate in estate è dovuta alla loro maggiore attività in seguito al rilascio dei giovani, che si suppone quindi possa essere avvenuto nel mese di giugno.

Va anche sottolineato che la grande maggioranza dei gamberi catturati appartiene alla porzione di individui riproduttivi (maturità raggiunta solitamente a 6-9 cm; Souty-Grosset *et al.*, 2006), soprattutto per motivi legati allo strumento di cattura.

Le peculiarità e la plasticità fenotipica di questa specie, nonostante sia originaria di acque fredde, la rendono così potenzialmente molto invasiva in questo contesto appenninico. Va ricordato tuttavia che il problema maggiore legato alla diffusione di questa specie è la trasmissione della “peste del gambero”, malattia originaria del Nord America e causata dall'oomicete *Aphanomyces astaci* Schikora, 1906, che causa in tempi brevi l'estinzione di intere popolazioni del gambero autoctono *A. pallipes* complex. Infatti le ultime segnalazioni della specie autoctona nel tratto nei pressi di Squaneto (AL) risalgono alle indagini del 2003 di Nardi *et al.* (2005) e più a monte nei pressi del comune di Giusvalla (SV) sono datate al 2009 (Candiotto *et al.*, 2010). Tale andamento, da valle verso monte, ci porta ad ipotizzare che la prima comparsa di *P. leniusculus* nel torrente Valla sia da ricondurre al bacino artificiale creato dalla diga presso Spigno Monferrato e che da lì abbia risalito il torrente Valla, determinando la scomparsa della popolazione di gambero autoctono, almeno nel tratto alessandrino. Ulteriori analisi saranno effettuate sulla popolazione residente di *P. leniusculus* per indagare se sia portatrice sana di *Aphanomyces astaci*. Una situazione simile è stata descritta per il lago del Brugneto, dove *P. leniusculus* fu introdotto molto presumibilmente da acquariofili o come esca viva da parte di pescatori (Capurro *et al.*, 2007; Capurro *et al.*, 2009).

Conclusioni

Per la conservazione delle relitte popolazioni autoctone di *A. pallipes* (specie elencata negli Allegati II e V della Direttiva Habitat) è necessario contrastare l'invasione delle specie esotiche di gambero, come *P. leniusculus*, che sono tra le maggiori cause di perdita di biodiversità negli ecosistemi acquatici e provocano ingenti danni economici. Va anche ricordato che *P. leniusculus* è elencato tra le prime specie esotiche invasive di rilevanza unionale, lista adottata dal regolamento di esecuzione UE 2016/1141 e che il regolamento UE 1143/2014 sulle specie esotiche invasive prevede disposizioni volte alla prevenzione e alla gestione delle specie esotiche invasive da parte di ciascun Stato membro.

Quando le popolazioni di gamberi invasivi sono oramai naturalizzate, spesso le possibilità di eradicazione sono molte limitate. Solo in alcuni casi riguardanti ambienti completamente isolati si sono ottenuti risultati di totale eradicazione utilizzando il piretro (Peay *et al.*, 2006). Il trappolaggio è piuttosto una misura di contenimento e riduzione dell'abbondanza dei gamberi.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Provincia di Alessandria, Direzione Ambiente e Pianificazione per le autorizzazioni alla posa delle nasse per la realizzazione del presente lavoro. Un grazie particolare a Donata Vigani (Università del Piemonte Orientale) per il prezioso aiuto nei campionamenti.

Bibliografia

- Aquiloni L., Martín M., Gherardi F., Diéguez-Uribeondo J. (2011). The North American crayfish *Procambarus clarkii* is the carrier of the oomycete *Aphanomyces astaci* in Italy. *Biological Invasions* 13, 359–367.
- Bo T., Candiotto A., Delmastro G.B., Fea G., Fenoglio S., Ghia D., Gruppuso L. (2016). Prima segnalazione del gambero alloctono *Pacifastacus leniusculus* (Decapoda, Astacidae) in Provincia di Savona, Italia. *Natural History Sciences. Atti Soc. it. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano* 3, 63–65.
- Candiotto A., Delmastro G.B., Dotti L., Sindaco R. (2010). *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), un nuovo gambero esotico naturalizzato in Piemonte (Crustacea, Decapoda, Astacidae). *Rivista piemontese di Storia naturale* 31, 73–82.
- Capurro M., Galli L., Mori M., Arillo A. (2009). Struttura della popolazione del gambero alloctono *Pacifastacus leniusculus* (Crustacea: Decapoda: Astacidae) nel Lago del Brugneto (Liguria, Italia nord occidentale). *Biologia Ambientale* 23, 1–8.
- Capurro M., Galli L., Mori M., Salvidio S., Arillo A. (2007). The signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) [Crustacea: Decapoda: Astacidae], in the Brugneto Lake (Liguria, NW Italy). The beginning of the invasion of the River Po watershed? *Aquatic Invasions* 2, 17–24.
- Capurro M., Galli L., Mori M., Salvidio S., Arillo A. (2015). Reproductive cycle of *Pacifastacus leniusculus* (Dana) (Crustacea: Decapoda) from the Brugneto Lake (Liguria, northwest Italy). *Italian Journal of Zoology* 82, 366–377.
- Capurro M., Mori M., Salvidio S., Arillo A. (2006). Presenza del gambero alloctono nord-americano *Pacifastacus leniusculus* (Dana) in Liguria. *Quaderni ETP, Journal of Freshwater Biology* 34, 237–240.
- DAISIE (2009). *Handbook of alien species in Europe*. Springer, Dordrecht.
- Fero K., Simon J.L., Jourdie V., Moore P.A. (2007). Consequences of social dominance on crayfish resource use. *Behaviour* 144, 61–82.
- Firkins I., Holdich D.M. (1993). Thermal studies with three species of freshwater crayfish. *Freshwater Crayfish* 9, 241–248.
- Holdich D.M., Pöckl M. (2007). Invasive crustaceans in European inland waters. In *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*, Francesca Gherardi (ed.), Dordrecht, The Netherlands Springer: pp. 29–75.
- Holdich D.M., Reynolds J.D., Souty-Grosset C., Sibley P.J. (2009). A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 394–395, 11.
- Hudina S., Faller M., Lucić A., Klobučar G., Maguire I. (2009). Distribution and dispersal of two invasive crayfish species in the Drava River basin, Croatia. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 394–395, 09.
- Hudina S., Hock K., Žganec K., Lucić A. (2012). Changes in population characteristics and structure of the signal crayfish at the edge of its invasive range in a European river. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 48, 3–11.
- Lövei G.L. (1997). Biodiversity - Global change through invasion. *Nature* 388, 627–628.
- Lozán J.L. (2000). On the threat to the European crayfish: a contribution with the study of the activity behaviour of four crayfish species (Decapoda: Astacidae). *Limnology* 30, 156–161.
- Machino Y. (1997). Présence de l'écrevisse de Californie (*Pacifastacus leniusculus*) en Italie. *L'Astaciculteur de France* 52, 2–5.
- Nardi P.A., Bernini F., Bo T., Bonardi A., Fea G., Ghia D., Negri A., Razzetti E., Rossi S., Spairani M. (2005). Status of *Austropotamobius pallipes* complex in the watercourses of the Alessandria province. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 376–377, 585–598.

- Nakata K., Hamano T., Hayashi K.-I., Kawai T. (2002). Lethal limits of high temperature for two crayfishes, the native species *Cambaroides japonicus* and the alien species *Pacifastacus leniusculus* in Japan. *Fisheries Science* 68, 763-767.
- Pârvulescu L., Pîrvu M., Moroşan L.G., Zaharia C. (2015). Plasticity in fecundity highlights the females' importance in the spiny-cheek crayfish invasion mechanism. *Zoology* 118, 424-32
- Peay S., Hiley P.D., Collen P., Martin I. (2006). Biocide treatment of ponds in Scotland to eradicate signal crayfish. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 380-381, 1363-1379
- Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D., Haffner P. (2006). *Atlas of Crayfish in Europe*. Paris, Muséum National d'Histoire Naturelle.
- Usio, N., Nakata K., Kawai T., Kitano S. (2007). Distribution and control status of the invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in Japan. *Japanese Journal of Limnology* 68, 471–482.
- Usio N., Townsend C.R. (2002). Functional significance of crayfish in stream food webs: roles of omnivory, substrate heterogeneity and sex. *Oikos* 98, 512–522.

RISCHI SANITARI ASSOCIATI ALLA MOVIMENTAZIONE DELL'ITTIOFAUNA E ALL'INTRODUZIONE DI ALLOCTONI

HEALTH RISKS RELATED TO FRESHWATER FISH HANDLING AND INTRODUCTION OF ALIEN SPECIES

PAOLO PASTORINO^{1,2}, MARIA CRISTINA BONA¹, CLAUDIO FOGLINI¹, CRISTIANA MAURELLA¹,
MARZIA RIGHETTI¹, ERIKA ASTRID VIRGINIE BURIOLI¹, GIUSEPPE RU¹, ELISABETTA PIZZUL²,
MARINO PREARO¹

4. Istituto Zooprofilattico Sperimentale del Piemonte, Liguria e Valle d'Aosta, Via Bologna 148, 10154 Torino. Corresponding author: paolo.pastorino@izsto.it
5. Dipartimento di Scienze della Vita, Università degli Studi di Trieste, Via Giorgieri 10, 34127 Trieste

Parole chiave: specie aliene, rischi sanitari, zoonosi parassitarie di origine ittica, malattie dei pesci.

Keywords: non-native species, health risks, fish-born parasitic zoonoses, fish diseases.

Riassunto

La frequenza con cui da anni viene introdotto materiale ittico vivo proveniente dall'estero, per scopi sia di ripopolamento delle acque libere sia per l'allevamento che per acquariofilia, ha determinato la comparsa di numerose specie aliene nelle acque dolci del territorio italiano. Le criticità legate agli scambi commerciali non sono un problema solo italiano; l'esistenza del mercato globale e l'insufficienza di norme e controlli alle frontiere, implica che una specie alloctona, una volta entrata di uno Stato Membro, possa facilmente diffondersi in tutto il territorio e potenzialmente oltre ad impattare l'ecologia delle specie autoctone, veicolare anche nuovi agenti patogeni che possono risultare più virulenti per l'ittiofauna autoctona. Un esempio classico è rappresentato dall'anguillicolosi, malattia parassitaria sostenuta da *Anguillicoloides crassus*, un nematode introdotto in Europa attraverso l'importazione di esemplari di *Anguilla japonica* provenienti dall'area asiatica, determinando problematiche sanitarie sia negli allevamenti che nelle popolazioni delle acque libere. Inoltre, determinati patogeni introdotti con pesci vivi importati, possono potenzialmente risultare pericolosi per l'uomo nel caso di agenti a rischio zoonosico, come alcuni parassiti eteroxeni presenti in pesci dulciacquicoli. Le problematiche sanitarie non sono legate solamente all'introduzione di specie alloctone provenienti da altri Paesi, ma sono estese anche al fenomeno della transfaunazione di specie indigene all'interno del territorio nazionale.

Quindi, i rischi che derivano dall'introduzione (traslocazione e/o transfaunazione) di specie ittiche alloctone sono molteplici; mentre i rischi ecologici sono già stati più volte definiti e ribaditi nel corso di incontri scientifici e congressi nazionali/internazionali, quelli sanitari, spesso, sono stati e vengono tutt'oggi considerati solo marginalmente.

Il presente lavoro vuole essere un contributo nella valutazione dei possibili rischi di natura sanitaria che un'introduzione anche di tipo accidentale può causare nel comparto ittico dulciacquicolo.

Abstract

In Italy, the introduction of fish fauna from foreign countries, both for inland waters restocking or for aquaculture, as been going on for years. This activity has led numerous alien species to spread. Problems related to international trade are not just an Italian issue. In fact, the presence of globalisation and the paucity of rules and controls at frontiers may led to the introduction of

alien species in a Member State that can easily spread throughout the territory. Consequently, those non-native species may affect the ecology of indigenous species and harbor new pathogens that may be more virulent for the native fish fauna.

A classic example is the Anguillicolosis, a parasitic disease caused by *Anguillicoloides crassus*, introduced in Europe through the import of *Anguilla japonica* from Asia. It causes health problems in aquaculture facilities and in eel wild populations. In addition, certain pathogens introduced with the import of live fish may potentially be dangerous for humans (zoonotic agents), such as some etheroxenic parasites present in freshwater fishes. Health issues are not only related to the introduction of alien species from other countries, but are also extended to the handling of indigenous species from different geographic district within the national territory.

Thus, risks from the introduction of alien species are several: while the ecological risks have been repeatedly defined, and reaffirmed at national and international scientific meetings, the health risks are often marginally considered.

The aim of this work is to contribute to the assessment of health risks that an accidental introduction of freshwater fishes may cause in inland waters and in fisheries sector.

Introduzione

Le invasioni biologiche sono considerate la seconda causa più importante di perdita di biodiversità, dopo la frammentazione di habitat (Allendorf & Lundquist, 2003; Park, 2004; Genovesi, 2005). Lo spostamento di una specie da un luogo all'altro ad opera dell'uomo è una questione di enorme portata, che riguarda un numero elevato di entità floristiche e faunistiche in tutti i continenti, con conseguenze spesso tutt'altro che lievi sull'equilibrio degli ecosistemi. In Italia, così come in molti altri Paesi, sono presenti specie estranee alla fauna originaria, immesse intenzionalmente o accidentalmente dall'uomo in epoca storica.

All'interno del territorio italiano sono ritenute indigene 50 specie ittiche d'acqua dolce (Bianco, 2014), di cui 22 endemiche o sub-endemiche (Zerunian, 2004). A tutt'oggi risultano inoltre presenti 51 specie aliene, per la gran parte immesse nella seconda metà del Novecento (Nocita & Zerunian, 2007; Bianco, 2014).

Le cause per l'introduzione (traslocazione/transfaunazione) di una specie ittica possono essere svariate: acquacoltura (alimentare, ornamentale), acquariofilia hobbistica, immissioni effettuate per l'attività alieutica o conservazionistica o nell'ambito di progetti di controllo biologico di altri organismi acquatici.

Non sempre alla base di un'introduzione di una specie alloctona/aliena vi è però una causa antropica volontaria: una specie ittica può colonizzare un nuovo ambiente per cause antropiche accidentali:

- a) è stata utilizzata come esca viva;
- b) è sfuggita da un allevamento;
- c) è stata immessa inavvertitamente frammista ad altro materiale da immissione.

Una specie ittica alloctona introdotta può provocare danni considerevoli nel nuovo ambiente, poiché può essere causa di alterazione di una comunità ittica in equilibrio. Fra i meccanismi attraverso i quali si esplica l'eventuale azione negativa dell'ittiofauna alloctona nei riguardi delle specie indigene, i più comuni sono:

- 1) la predazione;
- 2) la competizione (di nicchia trofica e non solo);
- 3) i possibili mutamenti di habitat indotti dalla specie introdotta;
- 4) l'eventuale ibridazione con forme autoctone che non presentano un sufficiente grado di isolamento riproduttivo, con conseguente alterazione del patrimonio genetico;
- 5) la diffusione di agenti patogeni (parassiti, funghi, batteri, virus) che nel caso di patogeni nuovi, possono risultare più virulenti nei confronti dei nuovi ospiti, a causa della

mancanza di immunità innata nell'ittiofauna indigena che viene a contatto con essi per la prima volta (Bunkley-Williams & Williams, 1994; Škoriková *et al.*, 1996; Font, 2003; Salgado-Maldonado & Pineda-López, 2003; Gozlan *et al.*, 2006; Nico *et al.*, 2011; Peeler *et al.*, 2011; Sheath *et al.*, 2015).

Lo scopo di questo lavoro è quello di fornire indicazioni sulle problematiche di sanità animale che possono subentrare con l'introduzione (traslocazione/transfaunazione) di specie ittiche provenienti da altri Paesi e/o bacini idrografici, con la descrizione di alcuni esempi e la disamina di alcune considerazioni in materia di sanità pubblica.

Discussione

Dal 1 gennaio 2015 è in vigore nei paesi dell'Unione Europea il Regolamento UE n. 1143/2014, che reca disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive (specie per cui si è rilevato che l'introduzione o la diffusione minaccia la biodiversità). In Europa infatti, sono presenti circa 12.000 specie esotiche, delle quali approssimativamente il 10-15% è ritenuto invasivo. Il Regolamento è sorto per proteggere la biodiversità ed i servizi ecosistemici e per minimizzare o mitigare l'impatto che queste specie potrebbero avere sulla salute umana o sull'economia. A tal fine, l'art. 7 (del Reg. UE 1143/2014) vieta l'introduzione deliberata o per negligenza nell'UE, la riproduzione, la coltivazione, il trasporto, l'acquisto, la vendita, l'uso, lo scambio, la detenzione e il rilascio di specie esotiche invasive di rilevanza unionale (cioè specie i cui effetti negativi sono considerati tali da richiedere un intervento concertato a livello dell'UE). Una lista di 37 specie esotiche vegetali ed animali di rilevanza all'interno dell'UE (Regolamento di esecuzione (UE) 2016/1141) è stata da poco pubblicata e verrà aggiornata gradualmente, dando preminenza alle specie la cui inclusione porterebbe a prevenire, ridurre al minimo e mitigare gli effetti negativi di tali specie in modo efficace ed efficiente sotto il profilo dei costi.

Per evitare l'introduzione deliberata di specie esotiche invasive devono essere eseguiti controlli ufficiali su specie animali e vegetali. Gli animali vivi e le piante dovrebbero entrare nell'Unione attraverso i punti di controllo frontaliери, in conformità del Regolamento (CE) n. 882/2004 del Parlamento europeo e del Consiglio e delle Direttive 91/496/CEE e 97/78/CE del Consiglio o attraverso i punti di entrata in conformità della Direttiva 2000/29/CE. Per migliorare l'efficienza ed evitare il crearsi di sistemi paralleli di controlli doganali, le autorità competenti dovrebbero verificare presso il punto di controllo frontaliери o il punto di primo ingresso, se tali specie siano specie esotiche invasive di rilevanza unionale.

Dal momento in cui una specie esotica invasiva è stata introdotta, è di fondamentale importanza disporre di misure di rilevamento precoce e di eradicazione rapida per impedirne l'insediamento e la diffusione. La risposta più efficace ed efficiente in termini di costi spesso consiste nell'eradicare la popolazione il più presto possibile, quando il numero di esemplari risulta ancora limitato. Se l'eradicazione non è fattibile o se i suoi costi non compensano nel lungo periodo i vantaggi ambientali, sociali ed economici, si dovrebbero applicare misure di contenimento e di controllo. Le misure di gestione dovrebbero essere proporzionate all'impatto sull'ambiente e tenere debitamente conto delle condizioni biogeografiche e climatiche dello Stato membro interessato.

La Gran Bretagna ad esempio, si è dotata di una politica in materia di specie alloctone, istituendo strumenti specifici per assicurare un adeguato coordinamento delle agenzie con competenze in materia. Il meccanismo di coordinamento consiste di un Consiglio Programmatico, di un Segretariato, di un Comitato per l'Analisi del Rischio, di un Forum dei Settori della Società e di Gruppi di Lavoro (ISPRA, 2009).

Come già ribadito, l'ingresso di nuove specie ittiche da altri Paesi comporta il rischio di introdurre nuovi patogeni di natura virale, batterica e/o parassitaria; questa problematica

interessa anche movimentazioni di ittiofauna da una regione ittiogeografica all'altra o addirittura tra bacini idrogeografici differenti all'interno dello stesso Paese.

Un caso classico è rappresentato dall'introduzione in Europa del parassita nematode *Anguillicoloides crassus*, con l'importazione di partite di *Anguilla japonica* per scopi di allevamento negli anni '80 del secolo scorso dall'area asiatica. Il parassita si è poi diffuso nella specie anguilla europea (*Anguilla anguilla*) determinando la malattia parassitaria conosciuta come anguillicolosi (Fioravanti & Caffara, 2007). Il parassita colpisce prevalentemente la vescica natatoria, determinando in caso di forte infestazione una riduzione della sua funzionalità ed estrema suscettibilità agli stress ed altre malattie in allevamento, con importanti ripercussioni economiche.

Nelle popolazioni selvatiche si ipotizza che la diminuzione dell'efficienza natatoria provocata dal parassita possa comportare nelle argentine una riduzione delle loro capacità migratorie e quindi riproduttive, con possibili ripercussioni sulla salvaguardia della specie.

Un altro esempio è dato dalla introduzione e diffusione nell'ittiofauna nel Regno Unito di diversi agenti parassitari, causato dall'importazione di partite sia di pesci ornamentali dai paesi asiatici (Kennedy, 1993), sia di salmonidi da allevamento; mentre nessun agente parassitario tipico delle specie ornamentali è stato in grado di causare gravi epidemie sulle specie autoctone, per i salmonidi si è diffusa una delle malattie più importanti che interessano il salmone atlantico (*Salmo salar*), causata da un ectoparassita trematode, monogeneo, *Gyrodactylus salaris*, che ha determinato grosse perdite all'interno degli allevamenti ed ha colpito alcune popolazioni selvatiche (Peeler & Trush, 2004).

Il parassita è stato descritto per la prima volta in esemplari di *S. salar* in impianti di allevamento situati sulla costa baltica della Svezia (Malmberg, 1957), mentre i primi casi gravi di mortalità si sono sviluppati intorno al 1970 a seguito dell'introduzione in Norvegia di salmoni destinati all'acquacoltura ed al ripopolamento delle acque libere provenienti dalla Svezia (Mo, 1994). Da qui si è diffuso ad altri Paesi europei, Italia compresa.

Tra le malattie batteriche, l'agente eziologico *Yersinia ruckeri*, responsabile della Bocca Rossa nei Salmonidi, è stato isolato per la prima volta in trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*) intorno al 1950 negli Stati Uniti. Grazie agli scambi commerciali, il patogeno si è poi diffuso nei primi anni '80 in Francia (Lesel *et al.*, 1983), con l'importazione del Ciprinide *Pimephales promelas* utilizzato come esca viva dai pescatori (Michel *et al.*, 1986). Successivamente, il patogeno si è diffuso nelle trotecolture di tutta l'Europa (Horne & Barnes, 1999), causando notevoli danni economici.

Analogamente, il virus della Necrosi Ematopoietica Infettiva (NEI) dei Salmonidi isolato per la prima volta in Oregon nel 1950 (Wolf, 1988), è stato introdotto in Europa con uova di trota iridea nel 1980 (Bovo *et al.*, 1987). Tale ipotesi è stata supportata da studi di epidemiologia molecolare che hanno dimostrato che tutti i ceppi isolati in Europa appartengono a uno dei quattro genogruppi presenti in Nord America (Enzmann *et al.*, 2005).

A livello comunitario gli aspetti sanitari (malattie infettive) relativi alla movimentazione di fauna ittica destinata all'acquacoltura e al ripopolamento, sono normati dalla Direttiva 2006/88/CE, recepita in Italia con il D.lvo n.148 del 4/08/2008 e mod. succ., relativa alle condizioni di polizia sanitaria applicabili alle specie animali d'acquacoltura e ai relativi prodotti, nonché alla prevenzione di talune malattie degli animali acquatici e alle misure di lotta contro tali patologie. La normativa europea prevede che gli animali d'acquacoltura utilizzabili a scopo di ripopolamento debbano soddisfare tre criteri: a) essere clinicamente sani; b) non devono provenire da un'azienda in cui si registri un aumento inspiegabile del tasso di mortalità; c) devono provenire da un'azienda con stato sanitario almeno equivalente a quella delle acque a cui sono destinati.

Il D.L. 148/2008 all'art.16 comma 5, norma, in Italia, il ripopolamento dell'ittiofauna nelle acque libere e prevede che “i salmonidi e tutte le altre specie sensibili alla necrosi ematopoietica

infettiva (NEI) e alla setticemia emorragica virale (SEV), di cui all'allegato IV, parte II, possono essere immessi in libertà a scopo di ripopolamento soltanto se provengono da una zona o compartimento (azienda/e) dichiarati indenni dalle due malattie”.

Il riconoscimento europeo di indennità aziendale viene acquisita a mezzo di apposito iter procedurale stabilito dalla normativa e attualmente in diverse regioni italiane sono presenti aziende ittiche che allevano salmonidi che hanno acquisito l'indennità per le malattie virali SEV e NEI (lista delle aziende indenni presso il sito del Ministero della Salute, www.salute.gov.it). Oltre ai rischi sanitari legati alla diffusione di malattie infettive dell'ittiofauna, è noto che esistono delle malattie trasmissibili dagli animali all'uomo (zoonosi), in cui si ha un danno alla salute e/o alla qualità della vita umana causato da relazioni dirette o indirette con (altri) animali vertebrati o invertebrati commestibili o tossici (Mantovani, 2001). Infatti, l'uomo può comportarsi come ospite definitivo in patologie trasmissibili dalla fauna ittica quali la Difillobotriasi/Plerocercosi sostenuta dal cestode *Diphyllbothrium latum*, la Heterofiasi, sostenuta dal trematode digeneo *Heterophyes heterophyes* e la Opistorchiasi, indotta dal digeneo *Opisthorchis felineus*. Le zoonosi parassitarie sono presenti in tutto il mondo e la diffusione varia in relazione alle diverse condizioni climatiche ed ambientali, alla presenza degli ospiti intermedi, alla presenza degli animali recettivi e al tipo di rapporto che l'uomo stabilisce con essi. In Italia, i cambiamenti demografici e le nuove mode alimentari hanno giocato un ruolo determinante nella diffusione delle zoonosi parassitarie di origine ittica, in particolare la tendenza a consumare pesce crudo, inizialmente legata alla presenza di minoranze etniche, è divenuta un trend mondiale ed è dilagata anche nel nostro paese (Lee *et al.*, 2014). In Italia in particolare si è assistito di recente ad una recrudescenza di zoonosi parassitarie di origine ittica legate ad ambienti dulciacquicoli che si credevano ormai scomparse dal territorio nazionale, come la Difillobotriasi (in *Perca fluviatilis*, *Esox lucius* e *Lota lota*) e l'Opistorchiasi (in *Tinca tinca*). Questo fenomeno ha posto in evidenza come anche nel nostro paese sussistano le condizioni utili al mantenimento del ciclo biologico di questi parassiti. Da qui nasce la necessità di evitare scambi di materiale ittico all'interno del territorio nazionale per evitare la possibile insorgenza di problematiche di sanità pubblica.

Conclusioni

Nella discussione del presente lavoro si è voluto rimarcare con alcuni esempi il reale rischio che si può incorrere nell'introduzione di fauna ittica alloctona. I rischi sono quanto mai molteplici ed effettuare una loro disamina puntuale e particolareggiata risulta dispersivo e complesso. Riassumendo brevemente i possibili rischi che si possono incorrere nella movimentazione (importazioni/introduzioni, traslocazioni, transfaunazioni) di fauna ittica in un determinato territorio, possiamo distinguere:

- **rischi ambientali**: dovuti a perdita della biodiversità soprattutto per azioni di predazione e di sostituzione nelle diverse nicchie ecologiche; tali rischi sono ampiamente studiati e descritti;

- **rischi sanitari per la fauna ittica**: l'introduzione di nuovi patogeni o di patogeni con una diversa attività e un diverso tropismo sull'ospite, consentono la diffusione nei nuovi habitat di potenziali agenti infettivi e/o infestivi che nel medio-lungo periodo possono causare alterazioni dello status ecologico delle popolazioni autoctone;

- **rischi sanitari per i fenomeni di antibioticoresistenza**: l'introduzione di nuovi germi o di germi con uno spettro di resistenza agli antibiotici molto marcato, può creare, con la loro diffusione in ambiente acquatico e la possibile trasmissione plasmidica di tali resistenze ad altri batteri, anche tipici delle acque nostrane, dei pericoli reali nella gestione delle terapie antibiotiche sia in campo veterinario che in campo umano, facendo aumentare i costi di terapia oltre che al potenziale pericolo di creare ceppi batterici super-resistenti;

- **rischi sanitari per l'uomo**: il pericolo in questo caso può essere duplice, in quanto possiamo avere un rischio di fauna ittica parassitata che può fungere da semplice vettore zoonosico

all'uomo per via alimentare diretta, oppure un rischio di acclimatazione dell'agente parassitario, nell'habitat di introduzione; tale eventualità rappresenta un rischio estremamente serio, perché consente all'agente zoonosico, in tempi relativamente brevi, di insediarsi in un territorio vergine, potenzialmente causando problematiche assai diverse e particolarmente pericolose;

- rischi economico-sociali: questi rischi possono essere ricondotti a problematiche che non appaiono di importanza primaria come i precedenti, ma rivestono un ruolo importante soprattutto in alcune categorie di stakeholders e che comunque dovrebbero essere considerate dagli amministratori del territorio. Infatti, la perdita della biodiversità a causa di introduzioni poco oculate, genera un malessere diffuso in alcuni segmenti sociali della popolazione, ad esempio per la perdita di alcune specie caratteristiche della tradizione culinaria o per l'alterazione dell'attività alieutica.

Nella gestione della fauna alloctona, ricorre spesso il termine di eradicazione di specie: si deve considerare che l'attività di l'eradicazione può determinare problemi di tipo etico e sociale a livello locale; l'eradicazione di una o più specie alloctone può risultare sempre utile in ambienti appena colonizzati e dove tale operazione ha facilità di successo. Altre volte, invece, tale possibilità non risulta percorribile (situazione ambientale compromessa e degenerata) e i danni che può causare un'azione di questo tipo, se mal gestita e condotta in maniera superficiale, possono essere di gran lunga superiori ai vantaggi ottenibili.

Quindi, per un corretto approccio alle problematiche sanitarie, la valutazione del rischio (*risk assessment*) e le pratiche di biosicurezza divengono i due pilastri fondamentali. Le misure di biosicurezza comprendono tutte le attività volte a prevenire, mitigare l'impatto e gestire il rischio derivante dall'introduzione (intenzionale/accidentale) di nuove specie e delle movimentazioni in generale della fauna ittica; la buona applicazione delle misure di biosicurezza a livelli adeguati, ridurrebbe al minimo anche i rischi sanitari che derivano da tali introduzioni/movimentazioni.

Politici, funzionari pubblici, imprese, cittadini e altri portatori di interesse (pescatori, commercianti, allevatori) *in primis* possono contribuire alla prevenzione e alla corretta applicazione di tali misure: è importante che gli sforzi volti ad aumentare la consapevolezza sulle misure di biosicurezza devono riguardare tutti i livelli della società civile.

La sensibilizzazione dei cittadini nei confronti del problema “specie aliene” diventa quindi un'azione fondamentale. L'attenzione alle problematiche di biosicurezza diventa prioritaria visti i costi spropositati che derivano dalle invasioni biologiche (Caffrey *et al.*, 2014). Baluardi per una corretta gestione della problematica sono la conoscenza del problema a tutti i livelli, il continuo monitoraggio territoriale per conoscere e individuare possibili rischi e la creazione di una rete capillare estesa su tutto il territorio nazionale per la gestione di tali problematiche. La politica nazionale e quella locale non possono esimersi dall'affrontare tali problematiche, che sempre di più, in una moderna società, assumeranno un'importanza rilevante nell'ambito sia ecologico, sia della salute pubblica.

Bibliografia

- Allendorf F.W., Lundquist L.L. (2003). Introduction: population biology, evolution, and control of invasive species. *Conservation Biology*, 17: 24–30.
- Bianco P.G. (2014). An update of the status of the native and exotic freshwater fish of Italy. *Journal of Applied Ichthyology*, 30: 62–77.
- Bovo G., Giorgetti G., Jorgensen P.E.V., Olesen N.J. (1987) Infectious haematopoietic necrosis: first detection in Italy. *of the European Association of Fish Pathologists*, 7: 117.
- Bunkley-Williams L., Williams E.H. (1994). Parasites of Puerto Rican freshwater sport fishes. *Puerto Rico Department of Natural and Environmental Resources and Department of Marine Sciences, University of Puerto Rico, Lajas, Puerto Rico, USA*: 1-164.

- Caffrey J.M., Baars J.R., Barbour J.H., Boets P., Boon P., Davenport K., Dick J.T.A., Early J., Edsman L., Gallagher C., Gross J., Heinimaa P., Horrill C., Hudin S., Hulme P.E., Hynes S., Hugh J., MacIsaac H.J., McLoone P., Millane M., Moen T.L., Moore N., Newman J., O'Conchuir R., O'Farrell M., O'Flynn C., Oidtmann B., Renals T., Ricciardi A., Roy H., Shaw R., Weyl O., Williams F., Lucy F.E. (2014). *Tackling Invasive Alien Species in Europe: the top 20 issues. Management of Biological Invasions*, 5, 1: 1–20.
- Decisione della Commissione 2001/187/CE, del 27 febbraio 2001, recante modifica della decisione 98/357/CE che fissa l'elenco delle aziende di allevamento ittico riconosciute in Italia. *G.U.C.E.* 9 marzo 2001, n. L 67.
- Direttiva 91/496/CEE del Consiglio, del 15 luglio 1991, che fissa i principi relativi all'organizzazione dei controlli veterinari per gli animali che provengono dai paesi terzi e che sono introdotti nella Comunità e che modifica le direttive 89/662/CEE, 90/425/CEE e 90/675/CEE.
- Direttiva 97/78/CE del Consiglio, del 18 dicembre 1997, che fissa i principi relativi all'organizzazione dei controlli veterinari per i prodotti che provengono dai paesi terzi e che sono introdotti nella Comunità e che abroga la direttiva 90/675/CEE.
- Direttiva 2000/29/CE del Consiglio, dell'8 maggio 2000 concernente le misure di protezione contro l'introduzione nella Comunità di organismi nocivi ai vegetali o ai prodotti vegetali e contro la loro diffusione nella Comunità.
- Direttiva 2006/88/CE del Consiglio del 24 ottobre 2006 relativa alle condizioni di polizia sanitaria applicabili alle specie animali d'acquacoltura e ai relativi prodotti, nonché alla prevenzione di talune malattie degli animali acquatici e alle misure di lotta contro tali malattie.
- Enzmann P.J., Kurath G., Fichtner D., Bergmann S.M. (2005). Infectious hematopoietic necrosis virus: monophyletic origin of European IHNV Isolates from North-American genogroup M. *Diseases of Aquatic Organisms*, 66: 187-195.
- Fioravanti M.L., Caffara M. (2007). Le principali malattie parassitarie dei salmonidi allevati in Italia. In “Tecniche di allevamento e trasformazione della trota”. Ed. G. Baruchelli. San Michele all'Adige, Trento. Edizioni IASMA: 327-356.
- Font W.F. (2003). The global spread of parasites: what do Hawaiian streams tell us? *BioScience*, 53: 1061–1967.
- Genovesi P. (2005). Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions*, 7, 1: 127-133.
- Gozlan R.E., St-Hilaire S., Feist S.W., Longshaw M., Peeler E.J. (2006). The effect of microbial pathogens on the diversity of aquatic populations, no in Europe. *Microbes and Infections*, 8: 1358–1364.
- Horne M.T., Barnes A.C. (1999). Enteric Redmouth (*Yersinia ruckeri*). In: Woo P.T.K. & Bruno D.W. (eds). *Fish diseases and disorders. Viral, Bacterial and Fungal Infections*. CABI publishing, Wallingford, 3: 455-478.
- ISPRA (2009). L'impatto delle specie aliene sugli ecosistemi: proposte di gestione. Verso la strategia nazionale per la Biodiversità, *Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare*: 1-37.
- Kennedy C.R. (1993). Introductions, spread and colonization of new localities by fish helminths and crustacean parasites in the British Isles: a perspective and appraisal. *Journal of Fish Biology*, 43: 287-301.
- Lee J.H., Hwang J., Mustapha A. (2014). Popular ethnic foods in the united states: A historical and safety perspective. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 500, 13: 2-17.
- Lesel R., Lesel M., Gavini F., Vuillaume A. (1983). Outbreak of enteric redmouth disease in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson in France. *Journal of Fish Diseases*, 6: 385-387.

- Malmberg G. (1957). Om förekomsten av *Gyrodactylus* på Svenska fiskar. *Södra Sveriges Fiskeriförening, årsskrift*, 1956: 19-76
- Mantovani A. (2001). A notes on the development of the concept of zoonoses. *Information Circular – WHO Mediterr. Zoon. Control Cent.*, 51: 2-3.
- Michel C., Faivre B., De Kinkelin P. (1986) A clinical case of enteric redmouth in minnows (*Pimephales promelas*) imported into Europe as bait-fish. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*, 6: 97-99.
- Mo T.A. (1994). Status of *Gyrodactylus salaris* problems and research in Norway. In: Lewis J.W. (ed). *Parasitic diseases of fish*. Samara Publishing, Tresaith, Dyfed, Wales: 43-48.
- Nico L.G., Sharp P., Collins T.M. (2011). Imported Asian swamp eels (Synbranchidae: *Monopterus*) in North American live food markets: potential vectors of non-native parasites. *Aquatic Invasions*, 6: 69–76.
- Nocita A., Zerunian S. (2007). L'ittiofauna aliena nei fiumi e nei laghi d'Italia. *Biologia Ambientale*, 21, 2: 93-96.
- Ordinanza Ministeriale del 11 ottobre 2011. Misure di polizia veterinaria per la semina in acque pubbliche di pesci e uova embrionate.
- Ordinanza Ministeriale del 29 dicembre 2003. Misure di polizia veterinaria per la semina in acque pubbliche di pesci e uova embrionale.
- Park K. (2004). Assessment and management of invasive alien predators. *Ecology and Society*, 9: 12.
- Peeler E.J., Thrush M.A. (2004). Qualitative analysis of the risk of introducing *Gyrodactylus salaris* into the United Kingdom. *Diseases of aquatic organisms*, 62: 103-113.
- Peeler E.J., Oidtmann B.C., Midtlyng P.J., Miossec L., Gozlan R.E. (2011). Non-native aquatic animals introductions have driven disease emergence in Europe. *Biological Invasions*, 13, 6: 1291-1303.
- Regolamento (CE) n. 882/2004 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 29 aprile 2004 relativo ai controlli ufficiali intesi a verificare la conformità alla normativa in materia di mangimi e di alimenti e alle norme sulla salute e sul benessere degli animali.
- Regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 22 ottobre 2014, recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive.
- Salgado-Maldonado G., Pineda-López R.F. (2003). The Asian fish tapeworm *Bothriocephalus acheilognathi*: a potential threat to native freshwater fish species in Mexico. *Biological Invasions*, 5: 261–268.
- Sheath D.J., Williams C.F., Reading A.J., Britton J.R. (2015). Parasites of non-native freshwater fishes introduced into England and Wales suggest enemy release and parasite acquisition. *Biological Invasions*, 17: 2235-2246.
- Škoriková B., Scholz T., Moravec F. (1996). Spreading of introduced monogeneans *Pseudodactylogyrus anguillae* and *P. bini* among eel populations in Czech Republic. *Folia Parasitologica*, 43: 155–156.
- Wolf K. (1988). Infectious haematopoietic necrosis. In: Wolf K (ed). *Fish Viruses and Fish Viral Diseases*, Cornell University Press, Ithaca, New York: 83-114.
- Zerunian S. (2004). Pesci delle acque interne d'Italia. *Ministero dell'Ambiente e Ist. Naz. Fauna Selvatica, Quad. Cons. Natura*, 20: 1-257.

Sitografia

http://www.salute.gov.it/portale/temi/p2_6.jsp?lingua=italiano&id=1845&area=sanitaAnimal&menu=acqua

DIRETTIVA 2000/60/CE E COMUNITÀ ITTICHE DEI CORSI D'ACQUA DELLA LIGURIA: CONTRIBUTO ALL'APPLICAZIONE DELL'INDICE I.S.E.C.I.

DIRECTIVE 2000/60/EC AND LIGURIAN FRESHWATER FISHES: A CONTRIBUTION ABOUT APPLICATION OF I.S.E.C.I. INDEX

LUCA CIUFFARDI^{1*}, MATTEO CAPURRO¹, FABRIZIO ONETO¹, DARIO OTTONELLO^{1,2}, FILIPPO DEMICHELI, STEFANO FERRETTI, DANIELE DURADONI¹, VALTER RAINERI³

1. Ce.S.Bi.N. s.r.l. – Centro Studi BioNaturalistici – Università degli Studi di Genova, Corso Europa 26, 16132 Genova, Italia. Corresponding author: luca.ciuffardi@bioittica.it
2. Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica – Università Cà Foscari, Via Torino 155, 30172 Venezia Mestre, Italia.
3. Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure, Direzione Scientifica; U.O. Pianificazione e Coordinamento Attività Territoriali, Biodiversità – Via Bombrini 8, 16149 Genova, Italia.

Parole chiave: Qualità biologica, versante padano, versante tirrenico, ittiofauna, specie guida, specie accessorie.

Keywords: Biological quality, Padanian side, Tyrrhenian side, ichthyofauna, guide species, accessory species.

Riassunto

La Direttiva 2000/60/CE nasce dall'esigenza di sviluppare a livello europeo un quadro normativo in grado di sostenere una politica comunitaria integrata in materia di acque, con gli obiettivi generali di impedire il deterioramento degli ambienti acquatici, favorirne il miglioramento e incentivare un utilizzo sostenibile delle risorse idriche. Uno degli Elementi di Qualità Biologica individuati dalla Direttiva tra gli indicatori per il raggiungimento dei suddetti obiettivi è proprio la fauna ittica, per la cui valutazione in Italia è stato adottato l'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI). Il presente lavoro illustra i risultati dei monitoraggi svolti nel 2014 lungo i corsi d'acqua liguri al fine di arrivare ad una applicazione ottimizzata e corretta dell'ISECI sul territorio della Regione Liguria ai sensi del D.M. 260/2010 e sulla base delle valutazioni proposte da Ciuffardi *et al.* (2015), in modo da scongiurare il rischio di esiti distorti nell'applicazione dell'Indice. Il calcolo dell'ISECI secondo i diversi approcci di Zerunian *et al.* (2009) e di Ciuffardi *et al.* (2015) ha evidenziato differenze nel raffronto relativo al versante padano della Liguria; il metodo individuato da Ciuffardi *et al.* (2015) ha portato a rilevare l'esistenza di differenze significative anche nel confronto tra bacini padani e tirrenici.

Abstract

Directive 2000/60/EC arises to develop an European-level regulatory framework capable of supporting integrated Community action in the field of water policy. General objectives are either to prevent the deterioration or to facilitate the improvement of aquatic environments and encourage the sustainable use of water resources. Fish community is one of the Biological Quality Elements identified by the Directive among the indicators for the achievement of those objectives. In Italy the Index of the Ecological Status of Fish Communities (ISECI) was so adopted. This paper explains the results of monitoring carried out in 2014 along several Ligurian rivers and streams in order to optimize and improve ISECI application in Ligurian basins and to avert the risk of distorted results in the enforcement of the Index. ISECI values, then computed according either to Zerunian *et al.* (2009) or to Ciuffardi *et al.* (2015), showed differences between the two different approaches for the Po Valley

side. The method identified by Ciuffardi *et al.* (2015) detected the existence of significant differences also in the comparison between the Po Valley and the Tyrrhenian basins.

Introduzione

La Direttiva europea 2000/60/CE, denominata Direttiva quadro in materia di acque (DQA), nasce dall'esigenza di sviluppare a livello europeo un quadro normativo in grado di sostenere una politica comunitaria integrata in materia di acque. Gli obiettivi che si pone la DQA sono i seguenti:

- impedire un ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici e degli ecosistemi terrestri e zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico;
- agevolare un utilizzo idrico sostenibile fondato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili;
- mirare alla protezione rafforzata e al miglioramento dell'ambiente acquatico, anche attraverso misure specifiche per la graduale riduzione dei carichi, delle emissioni e delle perdite di sostanze prioritarie e l'arresto o la graduale eliminazione degli scarichi, delle emissioni e delle perdite di sostanze pericolose prioritarie;
- assicurare la graduale riduzione dell'inquinamento delle acque sotterranee;
- contribuire a mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità.

Per raggiungere tali obiettivi la DQA ritiene fondamentale che i temi della gestione e della tutela delle risorse idriche siano maggiormente integrati con altri temi primari quali le infrastrutture, le politiche energetiche e quelle agricole, i trasporti, la pesca ed il turismo.

Per i corpi idrici superficiali lo "stato ambientale" è espressione complessiva dello stato del corpo idrico, derivante dalla valutazione attribuita allo "stato ecologico" e allo "stato chimico" del corpo idrico. Lo "stato ecologico" è espressione della qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici associati alle acque superficiali; alla sua definizione concorrono infatti:

- elementi biologici (macrobenthos, fitoplancton, macrofite e fauna ittica);
- elementi idrologici (a supporto), espressi come indice di alterazione idrologica;
- elementi morfologici (a supporto), espressi come indice di qualità morfologica;
- elementi fisico-chimici e chimici, a supporto degli elementi biologici.

L'assegnazione dello stato ecologico dei corpi idrici superficiali è effettuata utilizzando alcuni elementi di qualità biologica, fra cui l'ittiofauna. In questo caso al fine di ottemperare alla Dir. 2000/60/CE è stato adottato l'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI) proposto da Zerunian *et al.* (2009). Detto indice, per essere attendibile, deve essere riferito ai popolamenti ittici originari affinati a livello locale (D.M. 260/2010), che devono fondarsi su dati validi o per lo meno con una buona base di attendibilità.

Nel 2014 Ce.S.Bi.N. s.r.l. ha svolto una serie di censimenti ittici, sotto il coordinamento di A.R.P.A.L., su corsi d'acqua superficiali della Regione Liguria.

Dai risultati di questi si è potuto aumentare la conoscenza delle comunità ittiche di riferimento in funzione di una corretta applicazione dell'ISECI in Liguria.

Materiali e metodi

I rilievi sul campo sono stati condotti fra luglio e settembre 2014, su un totale di 18 corsi d'acqua sull'intero territorio regionale, per un numero complessivo di 22 stazioni di campionamento.

Il campionamento della fauna ittica è stato effettuato attraverso il metodo delle "catture successive" (Zippin, 1958) mediante l'impiego di un elettrostorditore spallabile a batteria. L'utilizzo dell'elettrostorditore ha permesso una completa restituzione all'ambiente acquatico dei pesci catturati, che sono stati tutti liberati al termine degli accertamenti di campo senza alterare così le caratteristiche della comunità ittica. È stata quindi effettuata un'indagine di tipo quantitativo dell'ittiofauna, in modo da poter ricavare informazioni utili circa la composizione e lo stato di conservazione della comunità ittica quali: struttura di popolazione, densità e standing crop (cfr. Marconato, 1991).

Tutte le elaborazioni sono state condotte attraverso l'ausilio dei software Office Excel di Microsoft e FISAT II versione 1.1.2 realizzato dalla FAO. Dai dati scaturiti dall'indagine si sono ricavati quelli indispensabili per l'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI), che è stato calcolato, a titolo di confronto, sia sulla base dei pattern distributivi e del concetto "specie guida/accessorie" individuati da Ciuffardi *et al.* (2015), sia sulla base del metodo originario elaborato da Zerunian *et al.* (2009).

Il confronto tra i valori medi dell'ISECI, suddivisi sia per metodo di calcolo utilizzato che per versante idrografico o territorio provinciale, è stato effettuato utilizzando i test statistici del t-test e dell'Anova a una via mediante l'impiego del software Primer 1.0 (Glantz, 1988).

Risultati e discussione

I risultati dell'applicazione dell'ISECI, sia secondo Zerunian *et al.* (2009) che Ciuffardi *et al.* (2015), sono riportati in Tabella I. Nonostante nei 22 casi studio si notino delle divergenze di risultati, con l'analisi statistica, riportata in Tabella II, si nota come non vi siano differenze sostanziali nell'ambito dei bacini tirrenici con un giudizio "Buono" sullo stato ecologico delle comunità ittiche. Il calcolo dell'ISECI ha invece evidenziato diversità altamente significative al t-test nel raffronto tra i due diversi approcci in ambito padano, con i giudizi "Buono" secondo Zerunian *et al.* (2009) ed "Elevato" secondo Ciuffardi *et al.* (2015). Il criterio individuato da Ciuffardi *et al.* (2015) ha portato a rilevare l'esistenza di differenze significative anche nel confronto tra bacini tirrenici e padani (giudizi rispettivamente "Buono" ed "Elevato"; Tabella II). Nessuna diversità statistica è stata invece osservata attraverso il test dell'Anova a 1 Via dal raffronto tra i due metodi di calcolo dell'Indice e i diversi territori provinciali (Tabella III).

Il maggior valore medio dell'ISECI registrato per il versante padano attraverso l'applicazione dell'Indice secondo Ciuffardi *et al.* (2015) sembra legato essenzialmente ad una caratterizzazione della comunità ittica attesa più puntuale per i territori oggetto di studio rispetto a quella di Zerunian *et al.* (2009): nell'ambito della Zona dei Salmonidi, per esempio, Ciuffardi *et al.* (2015) hanno infatti escluso la presenza originaria di specie come il temolo (*Thymallus thymallus*) e la sanguinerola (*Phoxinus phoxinus*; entrambe alloctone per la Liguria), e fortemente circoscritto taxa a distribuzione nativa ristretta come la trota marmorata (*Salmo marmoratus*) e lo scazzone (*Cottus gobio*). Per quanto riguarda la Zona dei Ciprinidi a deposizione litofila Ciuffardi *et al.* (2015) hanno revisionato l'elenco delle specie originarie escludendo la presenza in Liguria del cobite mascherato (*Sabanejewia larvata*) e circoscrivendo alla sola Bormida di Millesimo la presenza della lampreda padana (*Lampetra zanandreae*); inoltre in questa zona ittica, ancor più che in quella dei Salmonidi, è stato utilizzato il concetto delle specie native accessorie, ossia taxa non necessariamente sempre presenti originariamente nei diversi corsi d'acqua, per i quali durante il calcolo dell'ISECI va valutata a titolo positivo solo l'eventuale presenza in una determinata zona ittica, mentre non ne deve essere considerata l'eventuale assenza (Figure 1 e 2).

Se in ambito padano la revisione delle comunità ittiche attese effettuata da Ciuffardi *et al.* (2015) ha portato a ottimizzare il calcolo dell'ISECI fino ad un innalzamento medio del giudizio da "Buono" a "Elevato", lungo il versante tirrenico il riesame dei popolamenti nativi ha prodotto un lieve decremento medio, tuttavia non statisticamente significativo, del valore ISECI rispetto a quello risultante dal metodo originario di Zerunian *et al.* (2009), tale comunque da permettere il mantenimento del giudizio "Buono". Le ragioni vanno probabilmente ricercate soprattutto nel fatto che Ciuffardi *et al.* (2015) hanno individuato il barbo (*Barbus plebejus*) e il cavedano (*Squalius squalus*) come specie alloctone per il versante tirrenico ligure, con unica eccezione per quanto riguarda il bacino spezzino del Magra-Vara (dove tuttavia l'autoctonia di *Barbus plebejus* rimane dubbia in virtù dell'originaria presenza, tuttora in essere, di *Barbus tyberinus*).

Tabella I. Stazioni di campionamento e risultati dell'ISECI.

BACINO	PROVINCIA	VERSANTE	CORSO D'ACQUA	STAZIONE RETE ARPAL	ISECI <i>sensu</i> ZERUNIAN <i>et al.</i> , 2009		ISECI <i>sensu</i> CIUFFARDI <i>et al.</i> , 2015	
					Valore	Giudizio	Valore	Giudizio
T. Nervia	IM	T	T. Nervia	NVNV02M	0,80	Buono	0,65	Buono
T. Argentina	IM	T	T. Argentina	AGAG01M	0,48	Sufficiente	0,63	Buono
				AGAG03M	0,65	Buono	0,58	Sufficiente
F. Tanaro	IM	P	F. Tanaro	TATA01	0,35	Scarso	0,63	Buono
F. Centa	SV	T	F. Centa	CTCT02M	1,00	Elevato	0,80	Elevato
F. Bormida di Mill.	SV	P	F. Bormida di Mill.	BOMIAV	0,71	Buono	1,00	Elevato
T. Erro	SV	P	T. Erro	ERER130	0,77	Buono	1,00	Elevato
				ERER01	0,87	Elevato	1,00	Elevato
T. Orba	SV	P	T. Orbarina	OROB130	0,47	Sufficiente	0,62	Buono
			T. Orba	OROR130M	0,50	Sufficiente	0,63	Buono
T. Stura	GE	P	T. Stura	STST04	0,85	Elevato	1,00	Elevato
T. Polcevera	GE	T	T. Polcevera	POPO05	0,41	Sufficiente	0,45	Sufficiente
F. Scrivia	GE	P	T. Pentemina	SCPT01M	0,61	Buono	0,79	Buono
			T. Vobbia	SCVO130	0,60	Sufficiente	0,85	Elevato
			F. Scrivia	SCSC07M	0,80	Elevato	1,00	Elevato
F. Trebbia	GE	P	F. Trebbia	TRTR05	0,54	Sufficiente	0,74	Buono
F. Entella	GE	T	F. Entella	ENEN02	0,86	Elevato	0,71	Buono
F. Aveto	GE	P	F. Aveto	AVAV03	0,59	Sufficiente	0,77	Buono
F. Taro	SP	P	F. Taro	TOTO01	0,36	Scarso	0,75	Buono
F. Magra	SP	T	T. Vara	MAVA01	0,65	Buono	0,78	Buono
				MAVA03	0,76	Buono	0,86	Elevato
				MAVA09	0,65	Buono	0,57	Sufficiente

Anche in ambito tirrenico, così come registrato per il versante padano, le divergenze di risultato sono dovute all'impiego delle specie native accessorie (Figure 3 e 4): infatti lungo i corsi d'acqua liguri, anche in condizioni di buona conservazione complessiva, raramente viene registrata la contemporanea presenza di tutte le specie teoricamente appartenenti a quel determinato bacino e/o distretto ittiogeografico. Inoltre va ricordato che, al di fuori dei bacini in cui già era nota la presenza di popolazioni originarie riconducibili a *Salmo cettii*, nell'applicazione del metodo secondo Ciuffardi *et al.* (2015) la specie *Salmo trutta* è stata considerata specie parautoctona, così come già proposto da Zerunian (2012) (in qualità di specie guida nella zona dei Salmonidi e nella zona mista, di specie accessoria nella zona dei Ciprinidi a deposizione litofila); questa soluzione ha prodotto una differenza altamente significativa tra i due metodi (Tabella IV). Infine va sottolineato come, per il calcolo dell'Indice secondo i criteri proposti da Ciuffardi *et al.* (2015), al fine di aumentare il livello di dettaglio nelle elaborazioni sia stata presa a riferimento la zonazione ittica comunemente impiegata nelle Carte Ittiche liguri (cfr. Borroni, 2004 e 2005; Macchio, 2007; Gareri *et al.*, 2009, Balduzzi *et al.*, 2013) impiegando pure una specifica comunità attesa per le cosiddette Zone "miste" a Salmonidi e Ciprinidi litofili, che in Liguria vanno a interessare tratti anche particolarmente estesi dei corsi d'acqua.

Tabella II. Confronto tra le metodiche di calcolo dell'ISECI nell'ambito dei versanti tirrenico e padano.

		ISECI <i>sensu</i> ZERUNIAN <i>et al.</i> , 2009	ISECI <i>sensu</i> CIUFFARDI <i>et al.</i> , 2015	ZER vs. CIU t-test
Bacini TIRRENICI (n=9)	Media	0,70	0,67	P=0,691
	Dev. St.	0,18	0,13	
Bacini PADANI (n=13)	Media	0,62	0,83	P=0,003
	Dev. St.	0,17	0,16	
TIRRENICI vs. PADANI t-test		P=0,302	P=0,022	

Tabella III. Confronto tra le metodiche di calcolo dell'ISECI nell'ambito dei quattro territori provinciali.

		ISECI <i>sensu</i> ZERUNIAN <i>et al.</i> , 2009	ISECI <i>sensu</i> CIUFFARDI <i>et al.</i> , 2015	ZER vs. CIU t-test
Imperia (n=4)	Media	0,57	0,62	P=0,639
	Dev. St.	0,20	0,03	
Savona (n=6)	Media	0,72	0,84	P=0,313
	Dev. St.	0,21	0,18	
Genova (n=8)	Media	0,66	0,79	P=0,149
	Dev. St.	0,16	0,18	
La Spezia (n=4)	Media	0,61	0,74	P=0,258
	Dev. St.	0,17	0,12	
CONFR. PROVINCE Anova 1 via		P=0,614	P=0,197	

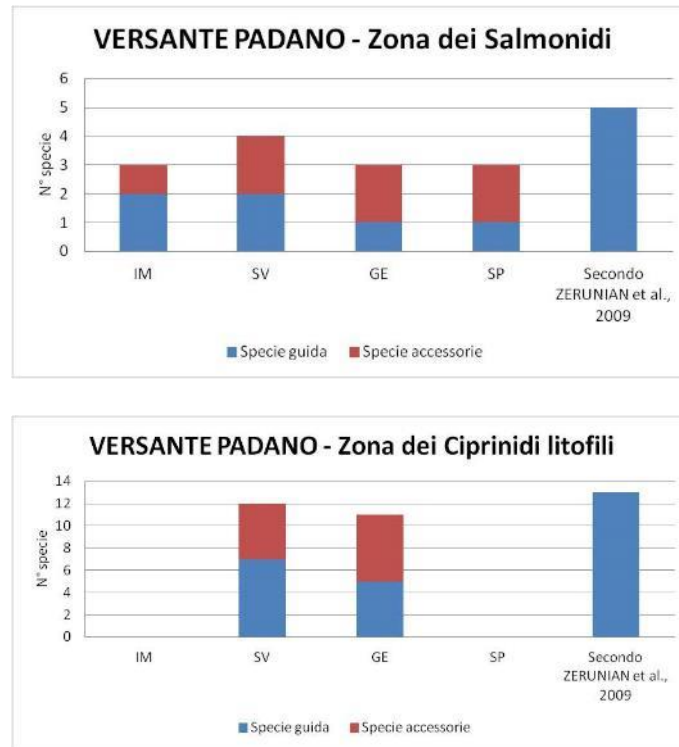


Figure 1 e 2 – Grafici di confronto, in termini di numero di specie interessate per il versante padano dei diversi territori provinciali, tra l'approccio adottato da Ciuffardi et al. (2015) e il metodo originario di Zerunian et al. (2009) (nel quale tutti i taxa individuati possono essere considerati come "specie guida").

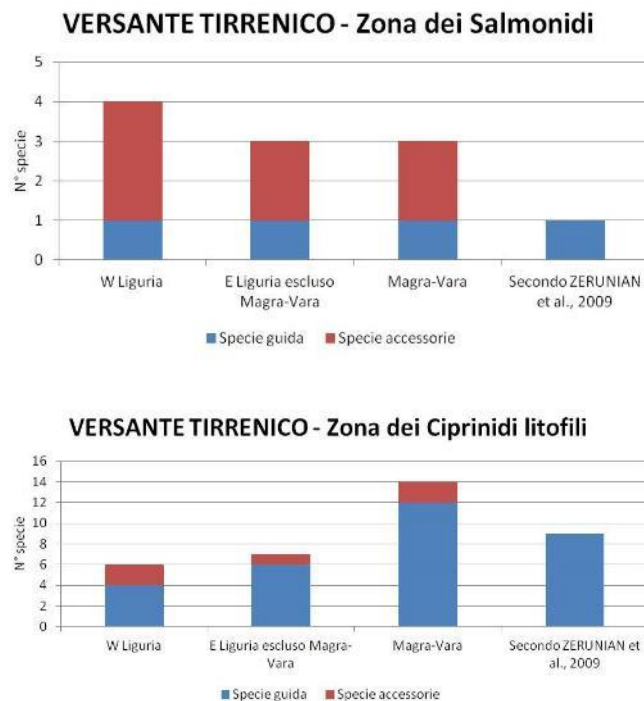


Figure 3 e 4 – Grafici di confronto, in termini di numero di specie interessate per i diversi settori del versante tirrenico, tra l'approccio adottato da Ciuffardi et al. (2015) e il metodo originario di Zerunian et al. (2009) (nel quale tutti i taxa individuati possono essere considerati come "specie guida").

Tabella IV. Confronto tra le metodiche di calcolo dell'ISECI nell'ambito delle zone salmonicole e miste al di fuori delle aree di distribuzione originaria di Salmo cettii.

		ISECI <i>sensu</i> ZERUNIAN <i>et al.</i> , 2009	ISECI <i>sensu</i> CIUFFARDI <i>et al.</i> , 2015	ZER vs. CIU t-test
Zone salmonicole e miste non popolate da <i>S. cettii</i> (n=5)	Media	0,51	0,71	P=0,008
	Dev. St.	0,10	0,08	

Conclusioni

Dal confronto tra i valori dell'ISECI calcolati presso 22 stazioni liguri attraverso le metodiche individuate sia da Zerunian *et al.* (2009) che da Ciuffardi *et al.* (2015) sembra emergere come un affinamento a livello locale delle informazioni relative ai popolamenti ittici originari, previsto dal D.M. 260/2010, possa permettere di ottimizzare efficacemente i risultati dell'indice.

I limiti del metodo originario di Zerunian *et al.* (2009) sembrano infatti essere legati soprattutto ad una zonizzazione ittiologica piuttosto generalista, tale da non risultare pienamente aderente ad una realtà filogeografica e distributiva complessa come quella delle acque interne liguri.

In particolare l'adozione da parte di Ciuffardi *et al.* (2015) del concetto di specie accessoria nonché della parautoctonia di *Salmo trutta* al di fuori dei bacini di distribuzione originaria di *Salmo cettii* ha permesso di rappresentare nella maniera più puntuale la variabilità ittiologica e la qualità ecologica che contraddistinguono gli ambienti dulciacquicoli della Liguria.

Bibliografia

- Balduzzi A., Borroni I., Ciuffardi L. (2013). Studio per l'aggiornamento della Carta Ittica della Provincia di Genova. *Università degli Studi di Genova, relazione tecnica* 149+188 pp.
- Bianco P.G. (2014). An update on the status of native and exotic freshwater fishes of Italy. *Journ. Appl. Ichthyol., Neu Wulmstorf* 30 (2014), 62–77.
- Borroni I. (2004). Carta Ittica della Provincia di Imperia. *Amm. Prov. di Imperia* CD-Rom.
- Borroni I. (2005). Carta Ittica della Provincia di Genova. Indagine d'aggiornamento anni 1999/2003. *Amministrazione Provinciale di Genova*.
- Ciuffardi L., Oneto F., Raineri V. (2015). L'ittiofauna delle acque interne della Liguria: aspetti filogeografici e distributivi rilevanti ai fini dell'applicazione della Direttiva 2000/60/CE. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale "G. Doria", Genova* 107, 213-283.
- Direttiva 2000/60/CE "Direttiva Acque", recepita in Italia con Decreto legislativo 3 aprile 2006 n. 152.
- Gareri V., Grenno G., Genta P. (2009). Terza Carta Ittica della Provincia di Savona. *Amministrazione Provinciale di Savona* CD-Rom.
- Glantz S.A. (1988). Statistica per discipline bio-mediche. II edizione. *McGraw-Hill Libri Edit., Milano* 347 pp.
- Kottelat M., Freyhof J. (2007). *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany 646 pp.
- Macchio S. (2007). Carta ittica della Provincia della Spezia. *Provincia della Spezia Settore 09, Polizia Provinciale Sezione Faunistica* CD-Rom.
- Marconato A. (1991). Metodi per lo studio della struttura delle popolazioni ittiche nelle acque interne: la densità di popolazione. *Atti II Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati* 26, 7-18.

- Zerunian S., Goltara A., Schipani I., Boz B. (2009). Adeguamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. *Biol. Amb., Reggio Emilia* 23(2), 15-30.
- Zerunian S. (2012). L'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche: criticità e proposte operative. *Biol. Amb., Reggio Emilia* 26(1), 55-58.
- Zippin C. (1958). The removal method of population estimation. *J. Wildl. Mgmt.* 22, 82-90.

PROBLEMATICHE NELL'AFFINAMENTO DELLE COMUNITÀ ITTICHE DI RIFERIMENTO PER L'APPLICAZIONE DELL'ISECI IN AREE CON CARENZE INFORMATIVE E QUADRO ZOOGEOGRAFICO INCERTO. IL CASO DI STUDIO DEL BACINO DEL BASENTO IN BASILICATA

SET OF PROBLEMS IN REFERENCE FISH COMMUNITIES IMPROVEMENT FOR THE APPLICATION OF ISECI IN AREAS WITH INFORMATIONAL DEFICIENCIES AND UNCERTAIN ZOOGEOGRAPHY. THE CASE OF BASENTO RIVER BASIN IN BASILICATA

GIOVANNI ROSSI, GIANLUCA ZUFFI¹, ANDREA MARCHI¹, GAETANO CARICATO²

4. *HYDROSYNERGY Soc. Coop. Via Emilia 167 40067 S. Lazzaro di Savena (BO. Corresponding author: g.rossi@hsbologna.it*
5. *Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Basilicata (ARPAB) Via delle Fiere, 75100 Matera MT*

Parole chiave: ISECI, comunità di riferimento, Basilicata, bacini ioninici, zoogeografia fauna ittica.

Keywords: ISECI; Directive 2000/60/EC; Basento river; fish community.

Riassunto

L'ISECI è l'indice individuato dal D.L.152/2006 in adeguamento alla Water Framework Directive (WFD) 2000/60/CE per la valutazione dell'EQB fauna ittica nelle acque interne superficiali. Fornisce un giudizio sullo stato ecologico della comunità ittica osservata, valutando quanto questa differisca dalla comunità ittica di riferimento teoricamente presente in condizioni di naturalità. La definizione della comunità ittica di riferimento è, quindi, un passaggio fondamentale che influenza profondamente la veridicità del risultato finale dell'indice ma che ha talora un grado di incertezza estremamente elevato. Molti taxa diffusi sul territorio nazionale sono oggetto di revisione da parte della comunità scientifica e non vi è parere univoco riguardo la checklist delle specie autoctone dei singoli distretti zoogeografici italiani. In questo studio è presentata una panoramica delle problematiche relative alla definizione della comunità ittica di riferimento nel bacino del fiume Basento in Basilicata fornendo un quadro complessivo delle discordanze fra i principali autori in merito allo status di autoctonia delle diverse specie ittiche. Il bacino del Basento, come gli altri bacini dell'arco jonico, ha un quadro zoogeografico poco chiaro che necessita di approfondimenti di carattere geologico e genetico-molecolare. Le conseguenze della scelta di condizioni di riferimento errate, sia in termini di perdita di potere analitico dell'indice sia per le implicazioni relative al rispetto dei limiti di qualità ecologica imposti dalla WFD, vengono presentate tramite l'applicazione dell'ISECI a 23 popolamenti di fauna ittica secondo diversi possibili scenari zoogeografici teorici.

Abstract

The ISECI is the index identified by the D.L.152 / 2006 in agreement with the Water Framework Directive 2000/60/EC for assessing the BQE fish fauna for inland surface waters.

It provides a judgment on the ecological status of the observed fish community by assessing differences with the reference fish community theoretically present in natural conditions. The definition of the reference fish community is therefore a critical step that significantly influences the final result of the index and which sometimes is extremely unreliable.

Many *taxa* widely distributed throughout Italy are under review by the scientific community and there is currently no clear recommendation on the checklist of native species of the different Italian zoogeographical districts. In this study, an overview of issues related to the definition of a reference fish community and a comprehensive picture of the discrepancies within published studies on the autochthony of several fish species in the Basento river basin in Basilicata are reported. Basento river basin, like other Jonian arc basins, shows an unresolved zoogeography which needs further geological and molecular-genetic studies. In addition, the consequences of choosing incorrect reference conditions, both in terms of loss in analytical power of the index and in terms of implications in respecting ecological quality limits imposed by the WDF, were evaluated by applying the ISECI to 23 sampled ichthyic peopling under different theoretical zoogeographical scenarios.

Introduzione

L'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI), elaborato da Zerunian *et al.* (2009), è stato individuato dal D.M. 260/2010 in recepimento della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (Water Framework Directive) come indice da utilizzare per l'Elemento di Qualità Biologica (EQB) fauna ittica nella classificazione dei corpi idrici italiani. Per una completa descrizione del metodo si rimanda a Zerunian (2004a; 2007) e Zerunian *et al.* (2009). L'ISECI è a tutt'oggi uno strumento sperimentale non avendo ancora superato alcuni step (validazione ed intercalibrazione) necessari ad un suo utilizzo in modo efficiente, robusto e comparabile con le metodiche adottate da altri Stati membri. Per Rossi *et al.* (2014) le performance analitiche dell'ISECI nell'interpretazione dei diversi scenari ecologici sono dipendenti da diversi fattori, fra cui la precisione nella definizione delle diverse condizioni di riferimento dei singoli indicatori/sub indicatori. La problematica principale riguarda la definizione delle condizioni di riferimento relative alle comunità ittiche attese (indicatore f_1) e alla condizione biologica di queste (indicatore f_2). Secondo gli Autori dell'ISECI, per ogni tipologia di corpo idrico e stazione di campionamento devono essere affinate le 9 comunità ittiche teoriche, presentate dagli autori stessi, mediante osservazioni ecologiche sugli habitat effettivamente o potenzialmente presenti e analisi storico-bibliografica delle conoscenze sulla fauna ittica. Come riportato nel D.M. 260/2010: *“le Regioni che, a seguito delle indagini sopraindicate, abbiano realizzato l'affinamento delle comunità ittiche attese, trasmettono i risultati delle indagini effettuate e le relative informazioni, corredate dalla documentazione scientifica di supporto, al Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare”*. Analogamente, devono essere definite le condizioni di riferimento per la condizione biologica facendo riferimento alle conoscenze sulla biologia e l'ecologia delle singole specie in relazione al contesto geografico del corpo idrico in esame (*spatially based reference condition*). Un requisito chiave della Direttiva 2000/60/CE è che queste condizioni di riferimento siano corrispondenti a nessuna alterazione antropica, o alterazioni antropiche poco rilevanti; in assenza di corpi idrici indisturbati o minimamente disturbati all'approccio spaziale è necessario affiancare o sostituire quello modellistico e/o il giudizio dell'esperto (Allegato II, par. 1.3 Dir. 2000/60/CE; CIS-WFD, 2003a, 2003b). Precedentemente al monitoraggio ed all'applicazione dell'ISECI, quindi, ogni Agenzia Ambientale responsabile del procedimento deve essere in grado di stabilire per ogni singola specie ittica in ogni singolo corpo idrico: 1) se la specie sia autoctona nel contesto di zoogeografico di appartenenza; 2) se debba essere attesa nel contesto ecologico locale; 3) quali siano la struttura della popolazione in classi di età e la consistenza demografica da considerare come condizioni di riferimento in ambienti non disturbati.

L'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente (ARPA) Basilicata non ha mai testato l'Indice per una serie di problemi strutturali quali carenza di un piano di tutela delle acque e di un gruppo di analisti specializzati in indici ittici; a questi devono essere aggiunte problematiche applicative mostrate dall'Indice nei corsi d'acqua del versante jonico italiano, legate alla mancanza di conoscenza del popolamento ittico e quindi della comunità ittica di riferimento. Il quadro delle conoscenze sulla fauna ittica è, infatti, scarso su tutta la parte meridionale della penisola italiana ed in particolare sui bacini jonici. Per Ketmaier *et al.* (2009) nonostante la parte meridionale della penisola italiana abbia dignità di Distretto (o Regione) ittiogeografico, in precedenza al loro lavoro, non vi sono stati condotti studi filogeografici esaustivi. A conferma della delicata situazione che interessa la Basilicata non vi è uniformità di visione fra diversi Autori (Caricato *et al.* 2004; Zerunian 2004b; Forneris *et al.* 2006; Zerunian *et al.* 2009; AIAD 2013; Bianco *et al.* 2013; IUCN 2016) sulla *check list* delle specie autoctone dei bacini lucani, come riportato in Tabella I per quanto attiene al bacino del Basento.

Tabella I. Condizione di autoctonia/alloctonia delle specie ittiche definite da Zerunian *et al.* (2009) per il calcolo dell'ISECI nel bacino del fiume Basento (versante jonico della regione Regione Ittiogeografica Italico-peninsulare) secondo diversi Autori; Nomenclatura come in Zerunian 2004b; AUT=autoctono; ALL=alloctono; PARA=parautoctono; ? = autoctonia dubbia; nc=non considerato; # citata come *Salmo cettii* Rafinesque, 1810; ## citata come *Salmo ghigii* Pomini, 1941; § citato come *Telestes muticellus* (Bonaparte, 1837); ° citato come *Squalius squalus* (Bonaparte, 1837); ♀ citato come *Scardinius hesperidicus* Bonaparte, 1845 e *Scardinius scardafa* (Bonaparte, 1837); ^Δ le popolazioni italiane sono citate come *Esox cisalpinus* Bianco & Delmastro, 2011 ** le popolazioni della Regione Italico-peninsulare sono citate come *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839; *** le popolazioni italiane sono citate come *Gasterosteus gymnur* Cuvier, 1829.

Nome scientifico	Zerunia n <i>et al.</i> 2009	Zerunia n 2004b	Caricat o <i>et al.</i> 2004	Caricat o <i>et al.</i> 2013	IUCN 2016	Bianco <i>et al.</i> 2013	AIAD 2013	Forneri s <i>et al.</i> 2006
<i>Salmo (trutta) trutta</i>	ALL	ALL	ALL	ALL	nc	# ALL	## ALL	nc
<i>Salmo (trutta) macrostigma</i>	ALL	ALL	AUT	AUT	# ALL	# ALL	# ALL	?
<i>Salmo fibreni</i>	ALL	ALL	ALL	ALL	ALL	ALL	nc	ALL
<i>Leuciscus souffia muticellus</i>	AUT	ALL	ALL	ALL	§ ALL	§ ALL	nc	ALL
<i>Leuciscus cephalus</i>	AUT	AUT	AUT	AUT	° AUT	° AUT	nc	?
<i>Rutilus rubilio</i>	AUT	AUT	AUT	ALL	ALL	ALL	nc	?
<i>Alburnus albidus</i>	AUT	AUT	AUT	AUT	AUT	AUT	nc	nc
<i>Barbus plebejus</i>	AUT	AUT	AUT	AUT	** ALL	** AUT	nc	?
<i>Cobitis taenia bilineata</i>	AUT	ALL	ALL	ALL	ALL	ALL	nc	ALL
<i>Tinca tinca</i>	AUT	AUT	AUT	AUT	AUT	AUT	nc	AUT
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	AUT	ALL	AUT	ALL	♀ ALL	♀ ALL	nc	?
<i>Cyprinus carpio</i>	PARA	PARA	PARA	ALL	PARA	PARA	nc	ALL
<i>Anguilla anguilla</i>	AUT	AUT	AUT	AUT	AUT	AUT	nc	AUT
<i>Esox lucius</i>	AUT	ALL	ALL	ALL	ALL	^Δ ALL	nc	ALL
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	AUT	ALL	AUT	AUT	*** AUT	*** AUT	nc	ALL
<i>Salaria fluviatilis</i>	AUT	ALL	ALL	ALL	AUT	ALL	nc	ALL
<i>Gobius nigricans</i>	ALL	ALL	ALL	ALL	ALL	ALL	nc	ALL
<i>Petromyzon marinus</i>	AUT	AUT	nc	AUT	AUT	AUT	nc	nc
<i>Alosa fallax</i>	AUT	AUT	AUT	AUT	AUT	AUT	nc	AUT
<i>Lampetra planeri</i>	ALL	ALL	nc	nc	ALL	ALL	nc	nc
<i>Syngnathus abaster</i>	AUT	AUT	nc	AUT	AUT	nc	nc	nc

In questo lavoro, utilizzando il caso di studio del bacino del fiume Basento, analizzeremo i possibili errori conseguenti al mancato affinamento delle comunità ittiche attese e valuteremo

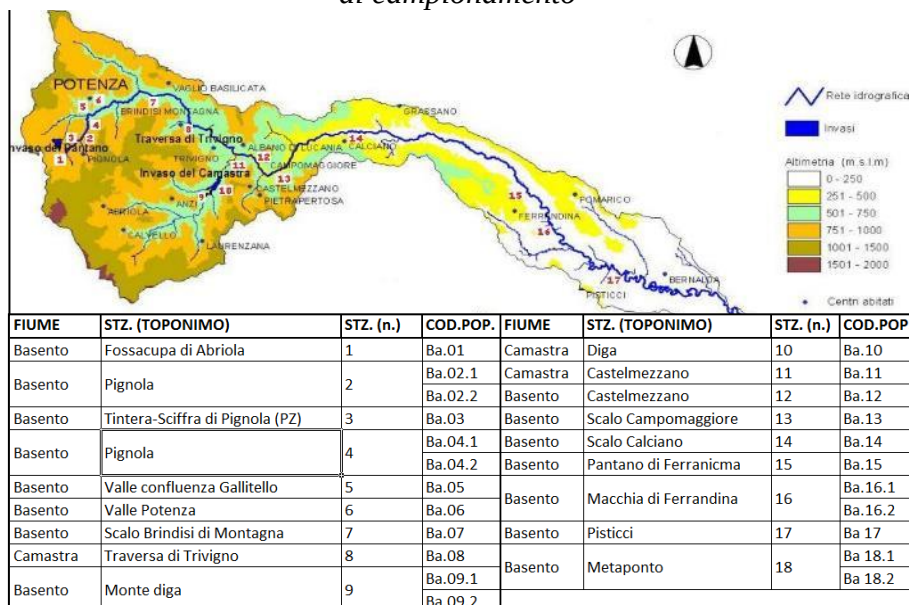
l'effetto nel calcolo dei diversi indicatori di cui è costituito l'ISECI. Gli scenari più rappresentativi verranno quindi applicati a dati sperimentali derivanti da campionamenti ittici per quantificare il possibile peggioramento delle prestazioni dell'ISECI nella classificazione dei corpi idrici di un bacino idrografico.

Area di indagine. Il fiume Basento è un fiume interamente lucano, il più lungo della Basilicata ed il quarto più lungo del Sud Italia. Nasce dal Monte Arioso (m 1709) si estende per 149 km esclusivamente nel territorio di pertinenza della Regione Basilicata e sfocia nel mare Jonio presso Metaponto in località Ginepro di Matera. Il suo bacino, con un'estensione di circa 1537 kmq è molto più piccolo rispetto a quello del Bradano ma, per la notevole complessità del reticolo idrografico e la scarsa permeabilità dei suoli, garantisce rispetto a questo portate medie annue doppie (12.2 mc/s alla stazione di Menzena a 24 km dalla foce) che limitano le condizioni estive di carenza idrica¹. Il fiume Basento non ha dighe o laghi lungo il suo percorso ma una traversa di abduzione idrica presso Trivigno, provvista di scala di rimonta poco funzionale (De Vincenzo & Caricato, 2006). Sbarramenti invalicabili sono presenti anche in corrispondenza di un invaso seminaturale posto nella parte alta del fiume, il Lago del Pantano di Pignola, ed uno artificiale sul torrente Camastra, il maggiore affluente. Il Basento è interessato da ben due aree SIN (Siti inquinati di Interesse Nazionale) uno denominato SIN TITO, in agro di Tito (PZ) a monte, ed uno denominato SIN VALBASENTO in agro di Pisticci (MT), nel tratto di valle.

Materiali e metodi

La potenziale check list delle specie autoctone del bacino del Basento è stata stilata a partire dalle specie costituenti le comunità di riferimento per il calcolo dell'ISECI elencate in Zerunian *et al.* (2009); consultando il materiale bibliografico come in Tabella I, sono state inserite esclusivamente le specie ritenute autoctone da almeno un Autore. Le comunità ittiche di riferimento per l'applicazione dell'ISECI sono quindi state affinate secondo tre scenari:

Figura 1. Area di indagine con rappresentazione geografica dei punti di campionamento



- 1) tutte le specie della check list potenziale;
- 2) solo quelle per cui tutti gli autori concordavano;
- 3) le specie dello scenario 2 più quelle dubbie ma distribuite pressoché ubiquitariamente nelle zone ecologiche di pertinenza del bacino del Basento.

Per semplicità analitica, ai fini del presente lavoro, sono state utilizzate le tre liste faunistiche principali (salmonidi, ciprinidi reofili, ciprinidi limnofili) e le liste per le zone ecologiche intermedie

(salmonidi/ciprinidi reofili; ciprinidi reofili/ciprinidi limnofili); queste ultime sono state intese come unione delle liste delle due zone ecologiche principali interessate. Le condizioni

¹ <http://www.adb.basilicata.it/adb/risorseidriche/fiume.asp?fiume=Basento>

biologiche di riferimento per ciascuna specie sono state modellate a partire da dati di campionamenti sulla fauna ittica eseguiti in bacini dell'Appennino Meridionale estratti dai database di Gaetano Caricato e del laboratorio di Ittiologia delle acque interne dell'Università di Bologna; i limiti delle classi di struttura di popolazione e di abbondanza sono stati ottenuti integrando il giudizio esperto e l'analisi della forma della distribuzione delle osservazioni di frequenza per classe di taglia da 1 cm e di abbondanza totale standardizzata (ind/m²).

Ai fini del calcolo dell'indicatore f_4 (presenza di specie aliene), per alcune specie verosimilmente alloctone nei bacini jonici non è definita la classe di nocività, pertanto, in alcuni casi è stata utilizzata la classe di nocività applicata per le specie alloctone nella Regione Padana, in altri casi in cui la specie non è mai stata classificata come aliena è stata attribuita alle specie predatorie un valore medio (lista 2 dell'ISECI) in caso contrario moderato (lista3 dell'ISECI). Le condizioni di riferimento elaborate sono state utilizzate per il calcolo dell'ISECI su campionamenti condotti mediante uso di elettroscandori a corrente continua e continua pulsata (150/200 V e 250 W; 300/600 V e 8 KW) effettuati nel bacino del fiume Basento secondo le procedure individuate nel protocollo APAT (2007).

Risultati

La Tabella I mostra la non omogeneità di vedute fra vari Autori sull'autoctonia delle specie

Tabella II. Comunità ittiche attese nel bacino del fiume Basento. Grassetto = endemismi; giallo = specie di "più delicata attribuzione"; arancione = specie di dubbia autoctonia

ZONA DEI SALMONIDI	ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE FITOFILA
Salmo (trutta) macrostigma	<i>Alosa fallax</i>
	<i>Esox lucius</i>
ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE LITOFILA	<i>Tinca tinca</i>
	<i>Syngnathus abaster</i>
Alburnus albidus	Alburnus albidus
<i>Leuciscus cephalus</i>	<i>Leuciscus cephalus</i>
Rutilus rubilio	Rutilus rubilio
<i>Anguilla anguilla</i>	<i>Anguilla anguilla</i>
Cobitis taenia bilineata	Cobitis taenia bilineata
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
Leuciscus souffia muticellus	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
Barbus plebejus	<i>Cyprinus carpio</i>
<i>Salaria fluviatilis</i>	<i>Petromyzon marinus</i>

ittiche per l'applicazione dell'ISECI nel bacino del Basento. Le specie ittiche da considerare autoctone o parautoctone secondo la descrizione di Zerunian *et al* (2009) sono complessivamente 16 ed hanno ecologia tipica della zona dei ciprinidi reofili e/o limnofili; più della metà (10) di queste specie sono, però, alloctone o di dubbia autoctonia per almeno uno degli altri Autori considerati; in particolare per la specie *Cyprinus carpio* il dubbio verte fra parautoctonia o alloctonia. Zerunian *et al.* (2009) non ritengono, inoltre, autoctona alcuna specie tipica della Zona a salmonidi, al contrario di Caricato *et al.* (2004). Cinque specie, di dubbia autoctonia ma con distribuzione ampia e omogenea, sono state considerate di "più delicata attribuzione" perché: a) l'erronea assegnazione dello status di autoctonia o alloctonia avrebbe ripercussioni analitiche (e conservazionistiche) a

scala di bacino; b) l'ampia distribuzione potrebbe essere sintomo di autoctonia invece che di invasività.

In Tabella II sono riportate tutte le specie potenzialmente costituenti le comunità ittiche attese delle 3 zone ecologiche fluviali principali del bacino del fiume Basento. Nella fase propedeutica all'applicazione dell'ISECI devono quindi essere effettuate scelte motivate e condivisibili dalla comunità scientifica che portino a definire lo stato di autoctonia di queste 11 specie. I due tipi

di errori nella scelta dello stato di specie autoctona o alloctona, possono causare possibili sovrastime e sottostime dell'ISECI e quindi della classificazione dei corpi idrici.

Modellizzazione degli effetti degli errori.

Tabella III. Effetti dell'erronea attribuzione di status di specie autoctona o alloctona sugli indicatori dell'ISECI. NC non calcolabile; ↑ sovrastima; ↓ sottostima; = ininfluyente; * solo per i generi *Salmo*, *Esox*, *Barbus*, *Rutilus*; ** solo per specie endemiche.

Indicatore ISECI	specie			
	Autoctona considerata alloctona		Alloctona considerata autoctona ed attesa	
	presente	assente	presente	assente
f_1	NC o ↓	NC o ↑	↑	↓
f_2	NC o ↑ o ↓	=	↑ o ↓	=
f_3^*	↑	=	↓	=
f_4	↓	=	↑	=
f_5^{**}	NC o ↓	NC o ↑	↑	↓

In Tabella III sono riportati i possibili effetti sui singoli indicatori dell'indice nei due casi: specie autoctona erroneamente considerata alloctona e specie alloctona erroneamente considerata autoctona.

Gli indicatori sempre condizionabili dalle scelte sbagliate risultano essere f_1 e f_5 ; gli altri si mostrano, invece, sensibili alle distorsioni solo in caso di presenza della specie oggetto dell'errore. La portata complessiva delle due tipologie di errore, sarà, ovviamente maggiore quanto più alta è la frazione di specie per le quali viene errato lo status di autoctonia/alloctonia sul totale delle specie attese.

Per una specie in particolare, *Salmo (trutta) macrostigma*, tale errore ha un effetto particolarmente pesante perché unica specie potenzialmente attesa nella zona a salmonidi. Considerare alloctona *Salmo (trutta) macrostigma* apre la strada a due possibilità che non sono esplicitate né nel D.M. 260/2010 né nell'articolo di Zerunian *et al.* (2009):

- a) non poter utilizzare l'indice per l'EQB fauna ittica nella zona a salmonidi;
- b) non poter calcolare gli indicatori che avrebbero 0 al denominatore (f_1 , f_5 e in assenza di altre specie indigene non attese, f_2) ed avere, quindi, un risultato senza soluzione.

Applicazione dell'ISECI a dati sperimentali secondo i tre scenari ipotizzati.

L'ISECI è stato quindi applicato utilizzando comunità ittiche di riferimento derivate da due scenari estremi (1 e 2) e uno più moderato (3) a dati sperimentali rilevati fra il 2006 ed il 2016 in 18 stazioni campionate (5 delle quali campionate due volte in anni differenti)(Figura 1). Lo scenario che presenta nel complesso i valori ISECI migliori (Tabella IV) è quello moderato (3) in cui fra le specie dubbie sono state considerate autoctone solo quelle di "più delicata attribuzione"; rispetto allo scenario in cui tutte le specie dubbie sono considerate autoctone (1) la classe di qualità è più elevata nel 52% dei casi, mentre rispetto allo scenario in cui tutte le specie dubbie sono considerate alloctone (2) è migliore nella totalità dei casi, nel 29% di due classi e nel 12% di tre (Tabella V). Lo scenario 2 è quello che si differenzia maggiormente, in senso negativo, dagli altri. Anche gli scenari 1 e 3 mostrano fra di loro differenze significative: il valore finale dell'indice differisce nel 74% dei casi, sempre in positivo ed in favore dello scenario 3; fra i singoli indicatori il maggior numero di variazioni interessano f_1 (74%) e f_4 (65%); l'intervallo di variazione maggiore è a carico di f_1 ($0 \div 0.14$); la discrepanza massima del valore complessivo dell'ISECI è pari a 0.17.

Nella Tabella VI sono riportati i valori di variazione complessiva dei singoli indicatori pesati e dell'ISECI considerando contemporaneamente i 3 scenari. Gli indicatori che mostrano i valori di variazione più elevati sono f_2 (0,26) ed f_1 (0,18). L'alta variabilità di f_2 (che al massimo può valere 0,30) è dovuta al fatto che nello Scenario 2, con comunità di riferimento estremamente semplificate, spesso $f_2=0$ in relazione alla pessima condizione biologica di una singola specie autoctona presente.

Tabella IV. Risultati dell'applicazione dell'ISECI secondo i 3 scenari considerati. I popolamenti (Pop.) sono indicati con i codici alfanumerici Ba.01÷Ba.18.02. ISECI: valore numerico dell'indice; Cl. classe di qualità ecologica attribuita; N non calcolabile poiché non è possibile individuare una comunità ittica di riferimento.

	Scenario 1		Scenario 2		Scenario 3	
Pop.	ISECI	Cl.	ISECI	Cl.	ISECI	Cl.
Ba.01	0,75	2	NC	-	0,75	2
Ba.02.1	0,75	2	NC	-	0,75	2
Ba.02.2	0,65	2	NC	-	0,65	2
Ba.03	0,75	2	NC	-	0,75	2
Ba.04.1	0,56	3	NC	-	0,56	3
Ba.04.2	0,45	3	NC	-	0,45	3
Ba.05	0,48	3	0,25	4	0,51	3
Ba.06	0,39	4	0,25	4	0,45	3
Ba.07	0,57	3	0,25	4	0,60	3
Ba.08	0,70	2	0,25	4	0,81	1
Ba.09.1	0,70	2	0,25	4	0,81	1
Ba.09.2	0,47	3	0,25	4	0,53	3
Ba.10	0,60	3	0,40	4	0,73	2
Ba.11	0,57	3	0,40	4	0,71	2
Ba.12	0,56	3	0,40	4	0,68	2
Ba.13	0,65	2	0,40	4	0,76	2
Ba.14	0,65	2	0,40	4	0,79	2
Ba.15	0,51	3	0,56	3	0,68	2
Ba.16.1	0,54	3	0,58	3	0,69	2
Ba.16.2	0,51	3	0,51	3	0,68	2
Ba.17	0,53	3	0,56	3	0,68	2
Ba.18.1	0,34	4	0,35	4	0,43	3
Ba.18.2	0,36	4	0,30	4	0,43	3

Conclusioni

Nel bacino del Basento le specie potenzialmente autoctone ai fini dell'applicazione dell'ISECI sono 17; lo stato di autoctonia è però dubbio per più della metà di queste (11) non essendovi, alla disamina bibliografica, una visione scientifica univocamente condivisa. Le possibili combinazioni ovvero i possibili scenari di autoctonia/alloctonia delle diverse specie sono complessivamente $2^{11} = 2048$; per contro solo una di queste combinazioni è quella corretta e pertanto, una scelta non supportata da un processo analitico robusto ha la probabilità di essere sbagliata di 2047/2048 ovvero di circa il 99,9%. Le possibili scelte errate hanno diversi effetti sui singoli indicatori dell'indice; in senso generale, f_1 anche in virtù del peso relativo nella formula, è in grado di alterare profondamente i risultati dell'indice. L'applicazione dell'ISECI a dati sperimentali conferma questo comportamento di f_1 e, limitatamente al caso di studio, individua in f_2 ed f_4 altri fattori di distorsione significativa dei risultati. Questi risultati dimostrano quanto l'attendibilità dell'ISECI sia dipendente dalla correttezza delle scelte nella fase di affinamento zoogeografico ed ecologico delle comunità ittiche di riferimento e quindi,

Tabella V. Confronto a coppie fra i valori degli indicatori $f_n \cdot p_n$, il risultato finale e la classe di qualità dell'ISECI negli scenari considerati. “%+” percentuale di valori aumentati; “%-” percentuale di valori diminuiti; “min” valore minimo di variazione; “max” valore massimo di variazione; * le stazioni ba1÷ba6 non sono state considerate; # valori maggiori nelle classi di qualità corrispondono a giudizi ecologici peggiori.

Confronti a coppie

		f_{1p1}	f_{2p2}	f_{3p3}	f_{4p4}	f_{5p5}	ISECI	CL#
Scenario 1-Scenario 2*	%+	65	0	22	0	13	29	59
	%-	35	96	0	52	65	71	0
	min	-0,09	0,00	-0,10	0,00	-0,03	-0,05	-2
	max	0,10	0,26	0,00	0,10	0,10	0,45	0
Scenario 2*-Scenario 3	%+	100	96	0	52	65	100	0
	%-	0	0	22	0	0	0	100
	min	-0,18	-0,26	0,00	-0,10	-0,10	-0,56	1
	max	-0,02	0,00	0,10	0,00	0,00	-0,08	3
Scenario 1-Scenario 3	%+	74	4	0	0	65	74	0
	%-	0	9	0	4	0	0	52
	min	-0,14	-0,02	0,00	0,00	-0,03	-0,17	0
	max	0,00	0,01	0,00	0,03	0,00	0,00	1

Tabella VI. Variazione complessiva dei singoli indicatori $f_n \cdot p_n$ e del valore finale dell'ISECI fra i 3 scenari considerati. Le stazioni ba1÷ba6 non sono state considerate

Variazione complessiva nei 3 scenari

	f_{1p1}	f_{2p2}	f_{3p3}	f_{4p4}	f_{5p5}	ISECI
Val.Max.	0,18	0,26	0,10	0,05	0,07	0,56
Val.Media	0,11	0,14	0,01	0,02	0,05	0,28
Dev.St.	0,04	0,07	0,04	0,04	0,03	0,17

dalla solidità scientifica del processo decisionale su cui tale affinamento si basa. Inoltre, per il caso specifico di *Salmo (trutta) macrostigma*, assegnarla alle specie alloctone, quando non lo fosse, rappresenterebbe un grave errore metodologico nella classificazione dei corsi idrici a norma DM 260/10 rendendo inutilizzabile nella zona a salmonidi l'EQB più efficiente nel registrare alterazioni dei regimi idrologici (Poff & Zimmerman 2010). Vista la carenza di dati storici e le particolarità geologiche del Meridione e dell'arco jonico in particolare, ai fini di una corretta ricostruzione delle comunità di riferimento, lo strumento più idoneo è rappresentato dalle analisi molecolari comparative che attraverso un valido disegno sperimentale prendano in considerazione le popolazioni locali rapportandole al contesto zoogeografico nazionale.

Bibliografia

- A.I.I.A.D. Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci (2013). Gruppo di Lavoro Salmonidi. Documento Finale.
- APAT (2007). Metodi biologici per le acque, Parte I. http://www.apat.gov.it/site/it-T/APAT/Pubblicazioni/metodi_bio_acque.html.
- Caricato G., Varricchio E., Romano S., Langella M., Saroglia M. (2004). Carta Ittica della Regione Basilicata (2003). Approvata dalla Regione Basilicata con D.G.R. n. 1814 del 07 ottobre 2003 e con D.C.R. n. 813 dell'11 maggio 2004. Dipartimento Ambiente e Territorio, Ufficio Tutela della Natura, Regione Basilicata, pp. 333
- Bianco P.G., Caputo V., Ferrito V., Lorenzoni M., Nonnis Marzano F., Stefani F., Sabatini A., Tancioni L. (2013). In: Rondinini, C., Battistoni, A., Peronace, V., Teofili, C. (compilatori). 2013. Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Caricato G., Canitano M., Montemurro M. (2013). Fauna alloctona vs fauna autoctona nelle acque dolci della Basilicata. Alien vs native species into freshwaters of Basilicata. Journal of Freshwater Biology - Quaderni ETP [35]2013, pp. 11-20. ISSN 1125-6338.
- CIS-WFD (2003a). Guidance on Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundaries for Inland Surface Waters. Final Version. EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 93 pp.
- CIS-WFD (2003b). Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive. Final Version. EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 163 pp.
- De Vincenzo A., Caricato G. (2006). Fishways: The case of the Trivigno weir (Potenza, Southern Italy). Quaderni ETP 34/2006, Journal of Freshwater Biology, pp. 133-144.
- Decreto Ministeriale 260/2010 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del territorio e del Mare del 8 Novembre 201 n. 260 in ambito di "Criteri tecnici per la classificazione dei corpi idrici superficiali – Modifica norme tecniche Dlgs 152/2006.
- Direttiva CE 2000/60/CE del Parlamento Europeo del 23 Ottobre 2000 in ambito di "Direttiva comunitaria Quadro acque"
- Forneris G., Merati F., Pascale, M., Perosino G.C. (2006). Indice Ittico. C.R.E.S.T. (To)
- IUCN (2016). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-1.
- Ketmaier V., Finamore F., Largiadèr C., Milone M., & Bianco P. G. (2009). Phylogeography of bleaks *Alburnus* spp.(cyprinidae) in Italy, based on cytochrome b data. Journal of fish biology, 75(5), 997-1017.
- Poff N.L., Zimmerman J.K.H. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. Freshwater Biology 55: 194-205.
- Rossi G., Marchi A., Valli M., Zuffi G., Ferri D., Zaccanti F., Falconi R. (2014). Analisi della funzionalità dell'ISECI nella rappresentazione di scenari teorici e sperimentali: proposte di calibrazione di parametri di calcolo. Atti del XV Congresso Nazionale A.I.I.A.D. – Gorizia, 15-16 novembre 2014. p. 60.

- Zerunian S. (2004a). Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane. *Biologia ambientale*, 18(2), 25-30.
- Zerunian S. (2004b). Pesci delle acque interne d'Italia. *Quad. Cons. Natura*, 20, Min. Ambiente-Ist. Naz. Fauna Selvatica, pp. 257.
- Zerunian, S. (2007). Primo aggiornamento dell'Indice dello Stato ecologico delle Comunità Ittiche. *Biologia ambientale*, 21(2), 43-47.
- Zerunian S., Goltara A., Schipani I., Boz B. (2009). Adeguamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, 23 (2): 1-16.

ATTI/PROCEEDINGS

POSTER

DALLA CONSERVAZIONE EX SITU ALLA REINTRODUZIONE IN NATURA: IL PROGETTO *ZOOGONETICUS TEQUILA* (WEBB & MILLER, 1998) COME ESEMPIO DI COOPERAZIONE PUBBLICO-PRIVATA INTERNAZIONALE

FROM EX SITU CONSERVATION TO REINTRODUCTION INTO NATURAL HABITAT: THE *ZOOGONETICUS TEQUILA* (WEBB & MILLER, 1998) PROJECT AS AN EXAMPLE OF PUBLIC-PRIVATE INTERNATIONAL PARTNERSHIP

ALESSIO ARBUATTI¹, MARIARITA ROMANUCCI², LEONARDO DELLA SALDA³, MICHAEL KOECK⁴, MARTINA MEDINA NAVA⁵, LUIS H. ESCALERA VÁZQUEZ⁵, YVONNE HERRERIAS-DIEGO⁵, RUBEN HERNANDEZ MORALES⁵, DAVID TAFOLLA VENEGAS⁵, OMAR DOMINGUEZ-DOMINGUEZ⁶

1. DVM, Adjunct Professor in Zoology and Ecology, Faculty of Veterinary Medicine, University of Teramo. GWG coordinator for Italy. Corresponding author: aarbuatti@unite.it
2. Assistant Professor, Veterinary Pathology Unit, Faculty of Veterinary Medicine, University of Teramo
3. Full Professor, Veterinary Pathology Unit, Faculty of Veterinary Medicine, University of Teramo
4. Aquarium Curator -freshwater sector- Haus des Meeres – Aqua Terra Zoo- Wien
5. Researcher Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Mexico
6. Professor of Biogeography, evolution and conservation, Laboratorio de Biología Acuática, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Mexico

Parole chiave: Goodeidae, IUCN Red List, Goodeid Working Group, Fish Ark Mexico, Ecologia.

Keywords: Goodeidae, IUCN Red List, Goodeid Working Group, Fish Ark Mexico, Ecology.

Riassunto

Zoogoneticus tequila è una specie ittica d'acqua dolce, appartenente alla sottofamiglia Goodeinae, endemica delle sorgenti del Rio Teuchitlan, nel Messico centrale e classificata come “fortemente minacciata” in base ai parametri della IUCN Red List. Una proficua collaborazione tra il progetto Fish Ark Messico e il gruppo di conservazione volontario internazionale Goodeid Working Group ha consentito lo sviluppo di un progetto di conservazione basato su studi in situ ed ex situ finalizzato alla reintroduzione della specie nell'habitat natio.

Abstract

Zoogoneticus tequila is a freshwater fish, member of the Goodeinae subfamily. This species is endemic to the springs of Rio Teuchitlan, in central Mexico and classified as “critically endangered” on the basis of the IUCN Red List criteria. A useful collaboration involving Fish Ark Mexico project and the international volunteer conservation program Goodeid Working Group allowed the development of a conservation project based on ex situ and in situ studies aimed to the final reintroduction into its original habitat.

Introduzione

Gli ecosistemi d'acqua dolce messicani ospitano 520 specie ittiche, 163 delle quali risultano endemiche. Il distretto centrale ha un'elevata ricchezza in specie endemiche (70%), tra le quali 41 membri della sottofamiglia Goodeinae (Dominguez-Dominguez *et al.*, 2005a). Questa è contraddistinta da caratteristiche fisiologico-riproduttive uniche, tra le quali la fecondazione

interna, la viviparità e la matrotrofia ma, nel contempo, è considerata tra le sottofamiglie a maggior rischio d'estinzione al mondo, a causa dell'impatto antropico (Lyons *et al.*, 1998). Sulla base dei criteri della IUCN è stato dunque possibile definire il rischio d'estinzione delle singole specie (Dominguez-Dominguez *et al.*, 2005b) (Tabella I).

Tabella I. Domiguez-Dominguez *et al.*, 2005.

Percentuale delle specie di Goodeidi	Categoria rischio estinzione (IUCN)
3%	Estinte (E)
5%	Estinte in natura (EW)
37%	Critico (Cr)
26%	Vulnerabile (Vu)
21%	Minacciata (En)
8%	Basso rischio (LR)

Nello specifico, *Zoogoneticus tequila* (Webb & Miller, 1998) (Fig.1) (Fig.2) è stata ritenuta estinta in natura sin dal momento della prima descrizione scientifica nel 1998 condotta a partire da esemplari conservati in museo (Webb & Miller, 1998).



Figura 1. Maschio.



Figura 2. Femmina

Tuttavia, nel 2000-2001, una piccola popolazione residuale è stata riscoperta in un bacino isolato nelle sorgenti del fiume Teuchitlan, unico biotopo originario della specie (Figura 3), risultando composta da un piccolo numero di adulti e pochi giovani (De La Vega-Salazar *et al.*, 2003). Di conseguenza *Z. tequila* è una specie classificata come vulnerabile (Jelks *et al.*, 2008), minacciata in base alla norma messicana sull'ecologia e inclusa nella *IUCN Red List* (2016) come "fortemente minacciata". Il biotopo originario della specie è rappresentato dalle sorgenti del Rio Teuchitlan, affluente del Rio Ameca, poste a 1300 m di altezza. L'alveo raggiunge una larghezza massima di 8 m e una profondità di 1,3 m. L'utilizzo dell'acqua a fine irriguo, la costruzione di un parco acquatico, la presenza di bestiame allo stato brado e la presenza di specie ittiche alloctone sono le principali cause di deterioramento dell'habitat originario della specie (Webb & Miller, 1998).



Figura 3. Il sito di riscoperta della specie

Materiali e Metodi

Z. tequila è tra le specie di Goodeidi mantenute in ambiente controllato, grazie a specifici gruppi di conservazione: *Fish Ark Mexico* nella nazione d'origine e il *Goodeid Working Group* in Europa e negli U.S.A. Questi riuniscono privati acquaristi, associazioni acquariofile, zoo, acquari pubblici e università. Da questa realtà diffusa nasce l'idea del progetto di conservazione e reintroduzione della specie, seguendo due fasi consequenziali. La prima è finalizzata alla raccolta della maggior quantità d'informazioni relative agli aspetti biologici e veterinari riguardanti la specie. La seconda, a lungo termine, è focalizzata sullo studio della realtà ecobiologica del biotopo d'origine e sulla formazione della popolazione locale, prima della reintroduzione nelle acque della sorgente natia.

Risultati

PRIMA FASE

Al 2016 risultano censiti in Europa circa 40-50 allevatori di *Z. tequila* per un totale di circa 1000 esemplari (M. Koeck, comunicazione personale), ai quali si aggiunge un centro di riproduzione con acquari e laghetti situato presso Morelia in Messico. I comportamenti riproduttivi sono stati documentati in acquario utilizzando sistemi biotopici e arricchiti indoor (Arbuatti *et al.*, 2009), e la riproduzione è stata ottenuta in pond esterni anche in Europa. È inoltre emersa una bassa aggressività intraspecifica, assenza di lesioni dovute alla competizione e persistenza della fuga in presenza di predatori fantocci (Arbuatti *et al.*, 2011). Uno studio pluriennale condotto sulla colonia italiana ha mostrato l'assenza di patologie infettive e parassitarie, nonché una scarsissima incidenza di patologie potenzialmente correlate con errori di gestione o squilibri nutrizionali, quali le deformazioni spinali (Arbuatti *et al.*, 2013) (Tabella II).

Tabella II. Arbuatti *et al.*, 2013.

Patologia riscontrata	Esemplari coinvolti su 180
Deformità spinali	7
Deviazione congenita asse oculare	1
Distensione addominale ricorrente	1
Raccolta liquida sub-oculare (cisti linfatica)	1

Più recentemente, è stato inoltre descritto un caso di teratoma ovarico (Romanucci *et al.*, 2016) e segnalati un caso di prolasso ovarico ed un caso di asimmetria facciale con ipoplasia oculare e linfangiomatosi splenica (Romanucci *et al.*, 2017). Le differenze genetiche sono state descritte come minime, se comparate alla specie affine *Zoogoneticus quitzeoensis* (Boto e Doadrio, 2003) e compatibili con quelle delle linee allevate in ambiente controllato (Bailey *et al.*, 2007).

SECONDA FASE

Le analisi dei parametri fisico-chimici e microbiologici sono state condotte previa suddivisione della risorgiva in differenti punti; a queste hanno fatto seguito analisi del fitoplancton, dello zooplancton (58 specie identificate) e della fauna ittica presente, con particolare attenzione alle specie alloctone (Tabella III). Si sono tenuti inoltre una serie d'incontri sull'educazione ambientale con le scuole e gli abitanti locali, che hanno portato alla formazione di gruppi di monitoraggio volontari.

Tabella III. Specie ittiche alloctone, sorgenti Rio Teuchitlan.

Lyons, 2010 comunicazione personale	Medina Nava et al., 2016
<i>Oreochromis spp.</i>	<i>Oreochromis spp.</i>
<i>Ictalurus nebulosus</i>	<i>Ictalurus dugesii</i>
<i>Poecilia sp.</i>	<i>Poecilia sp.</i>
<i>Xiphophorus spp.</i>	<i>Xiphophorus helleri</i>
<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Xiphophorus maculatus</i>
<i>Carassius auratus</i>	<i>Heterandria bimaculata</i>

Discussione

Il progetto di conservazione di *Z. tequila* è un esempio di collaborazione intercontinentale tra istituzioni pubbliche, private e associazioni hobbistiche, in costante contatto tra loro. Il prelievo di alcuni esemplari appartenenti a specie endemiche e/o in via d'estinzione è un tema molto discusso, da condurre nel rispetto delle normative locali, nazionali e CITES, e nel rispetto di specifiche linee guida (IUCN, 2014). È però indubbio che questa strategia consenta la salvaguardia dall'estinzione di numerose specie di Goodeidi, come nel caso di *Skiffia francesae* (Kingstone, 1978), anch'essa proveniente dal fiume Teuchitlan e oggetto di futura reintroduzione, che sopravvive solo in ambiente controllato (IUCN, 2016). La seconda fase, tuttora in corso d'opera sul campo, dimostra la necessità del coinvolgimento della popolazione nella causa, mantenendo il rispetto della microeconomia locale e in contemporanea la necessità d'investire nel miglioramento dello stato ecologico della sorgente, attualmente sottoposta all'azione antropica, sia in termini di qualità delle acque, sia di eradicazione delle specie ittiche alloctone, prima della reintroduzione finale.

Ringraziamenti

The Universidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo Michoacan University, Goodeid Working Group, Chester Zoo Garden, The Mohamed Bin Zayed Species Conservation Found, Haus der Meer - Aqua Terra Zoo, Poecilia Scandinavia, Poecilia Netherlands, The Missouri Aq. Society, Deutsche Gesellschaft für Lebendgebärende Zahnkarpfen, British Livebearer Ass., American Livebearing Ass., the Mexican Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity and Association Beauval Nature Pour la Conservation et la Recherche

Bibliografia

- Arbuatti A., Della Salda L., Romanucci M. (2013) Pathology Survey on a Captive-Bred Colony of the Mexican Goodeid, Nearly Extinct in the Wild, *Zoogoneticus tequila* (Webb & Miller 1998). *The Scientific World Journal* 2013, Article ID 401468, 6 pages.
- Arbuatti A., Lucidi P., Bernabò N. (2009). È possibile la reimmissione del Goodeide messicano *Zoogoneticus tequila*? Studio su soggetti allevati in ambiente biotopico e arricchito. Atti VIII convegno nazionale SOFIVET, Società Italiana di Fisiologia Veterinaria, Bertinoro (FC), 25-27 giugno, pp.84-86.
- Arbuatti A., Trentini R., Bernabò N., Lucidi P. (2011). Contribution to the biology of the endangered Mexican fish, *Zoogoneticus tequila*, and suggestions for its indoor management. *AACL Bioflux*, Volume 4, Issue 5. pp. 670-683
- Bailey N.W., Macías Garcia C., Ritchie M.G. (2007). Beyond the point of no return? A comparison of genetic diversity in captive and wild populations of two nearly extinct species of Goodeid fish reveals that one is inbred in the wild. *Heredity* 98, pp.360–367
- Boto L., Doadrio I. (2003) Polymorphic microsatellites in two different species of the genus *Zoogoneticus* Meek, 1902 (Goodeidae, Actynopterygii). *Molecular Ecology* 3 pp.70–72.

- De La Vega-Salazar M. Y., Avila-Luna E., Macías-García C. (2003) "Ecological evaluation of local extinction: the case of two genera of endemic Mexican fish, *Zoogoneticus* and *Skiffia*," *Biodiversity and Conservation*, vol. 12, no. 10, pp. 2043–2056.
- Domínguez-Domínguez O., Mercado-Silva N., Lyons J. (2005a) Conservation status of Mexican goodeids: problems, perspectives, and solutions. In: (M. C. Uribe and H. J. Grier, editors) *Viviparous fishes*. New Life Publications, Homestead, Florida, pp. 515–523.
- Domínguez-Domínguez O., Mercado-Silva N., Lyons J., Grier H.J. (2005b) The viviparous goodeid species. in (M. C. Uribe and H. J. Grier, editors). *Viviparous fishes*. New Life Publications, Homestead, Florida, pp. 525–569
- IUCN 2016, <http://www.iucnredlist.org/details/20285/0>
- IUCN 2014, IUCN species survival commission - Guidelines on the use of ex situ management for species conservation. www.eaza.com
- Jelks H.L., Walsh S.J., Burkhead N.M., Contreras-Balderas S., Díaz-Pardo E., Hendrickson D.A., Lyons J., Mandrak N.E., McCormick F., Nelson J.S., Platania S.P., Porter B.A., Renaud C.B., Schmitter-Soto J.J., Taylor E.B., Warren M.L. (2008) Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes. *Fisheries* 33: 372–407.
- Lyons J., González-Hernández G., Soto-Galera E., Guzmán-Arroyo M. (1998) Decline of freshwater fishes and fisheries in selected drainages of west central México. *Fisheries* 23: 10–18.
- Romanucci M., Arbuatti A., Massimini, M., De Fourny S., Della Salda L. (2016) Ovarian teratoma in an adult female *Zoogoneticus tequila* (Webb & Miller, 1998): Histological and immunohistochemical features. *Journal of Fish Diseases*. DOI: 10.1111/jfd.12553
- Romanucci M., Arbuatti A., Defourny SVP, Della Salda L. (2017) Multiple, life-compatible, congenital physical deformities in association with splenic lymphangiomatosis in *Zoogoneticus tequila* (Webb & Miller, 1998). *Journal of Coastal Life Medicine* 5(1): 1–3. <https://doi.org/10.12980/jclm.5.2017J6-280>
- Webb S.A., Miller R.R. (1998) "*Zoogoneticus tequila*, a new goodeid fish (Cyprinodontiformes) from the Ameca drainage of Mexico, and a rediagnosis of the genus," *Occasional Papers of the Museum of Zoology the University of Michigan*, vol. 725, pp. 1–23.

INVESTIGATION ON THE SHELTER OCCUPANCY BY TWO ITALIAN GOBIES, *PADOGOBIUS BONELLI* AND *P. NIGRICANS* IN STREAMS OF THE UPPER RIVER TIBER BASIN

INDAGINE SULL'OCCUPAZIONE DEI NIDI DA PARTE DEL GHIOZZO PADANO E DEL GHIOZZO DI RUSCELLO IN ALCUNI AFFLUENTI DEL FIUME TEVERE

LAURA POMPEI^{1*}, ANTONELLA CAROSI¹, CLAUDIO CAUZILLO¹, MASSIMO LORENZONI¹

1. Dipartimento di Chimica, Biologia e Biotecnologie – Università degli Studi di Perugia. Corresponding author: laura.pompei@unipg.it Tel: 0755855711, Fax: 0755855616

Keywords: Italian gobies, non-native species, competition, shelters.

Parole chiave: Gobidi italiani, specie alloctone, competizione, nidi.

Abstract

Padogobius bonelli, an endemic goby to northern Italy, has established abundant populations in the River Tiber basin (Central Italy) and its expansion coincided with the decrease of the endemic *P. nigricans*. *P. bonelli* exhibits a more aggressive behaviour than *P. nigricans*, and laboratory studies suggested that *P. bonelli* can outcompete *P. nigricans* for breeding sites, preventing its reproduction. The main aim of this study was to analyze the occupation of shelter sites with respect to the densities of the two species in 6 tributaries of the upper River Tiber in order to confirm on the field the hypothesis that *P. bonelli* would interfere with *P. nigricans* nesting. Fish of both species were collected by electrofishing to estimate the density and then the areas were accurately searched for nest sites. The stones containing batch of eggs were photographed and a sample of eggs from each nest was collected for genetic analysis in order to recognize to which species belongs the nest by a PCR-RFLP method. The preliminary results of the present research substantially confirm the superiority of *P. bonelli* on *P. nigricans* in the competition for the shelters. Depending on the adult's densities, *P. bonelli* may come to occupy 97% of the nest site, and can gain a significant percentage of shelter despite the small abundance of individuals respect to *P. nigricans*. These findings arise serious concern on the conservation of *P. nigricans* increasing the alert about a potential further reduction of the populations of this species.

Riassunto

Il ghiozzo padano (*Padogobius bonelli*), specie endemica in Nord Italia, è presente con numerose popolazioni acclimatate in Centro Italia e, nel bacino del fiume Tevere, la sua espansione ha coinciso con la rarefazione dell'endemico ghiozzo di ruscello (*P. nigricans*). Studi di laboratorio hanno messo in evidenza come *P. bonelli*, avendo un comportamento più aggressivo rispetto a *P. nigricans*, risulti vincente nella competizione per i siti riproduttivi. Il principale scopo del presente lavoro è di indagare direttamente sul campo l'occupazione dei siti riproduttivi da parte delle due specie in relazione alle densità degli individui in 6 affluenti del fiume Tevere, al fine di confermare l'ipotesi che il ghiozzo padano possa interferire nella riproduzione del ghiozzo di ruscello. I pesci sono stati catturati mediante elettrostorditore; successivamente, nei medesimi settori fluviali, si è proceduto all'individuazione dei nidi. Per ogni nido è stato prelevato un campione di uova dalle quali è stato estratto il DNA, e tramite un

metodo PCR-RFLP appositamente sviluppato è stato così possibile risalire a quale delle due specie appartenessero i nidi. I dati raccolti sul campo sostanzialmente confermano la superiorità del ghiozzo padano sul ghiozzo di ruscello nella competizione per i siti riproduttivi. A seconda delle densità degli individui, il ghiozzo padano può arrivare ad occupare fino al 97% dei nidi presenti e riesce a conquistare un numero significativo di siti riproduttivi anche nelle aree in cui presenta densità minori rispetto al ghiozzo di ruscello. I risultati della presente ricerca costituiscono un'ulteriore fonte di preoccupazione per le prospettive di conservazione del ghiozzo di ruscello, le cui popolazioni sembrano destinate a diminuire progressivamente.

Introduction

The Padanian goby *Padogobius bonelli* (Bonaparte, 1843) is a small benthic fish endemic to Northern Adriatic basins, from Vomano (Italy) to Krka drainages (Croatia) (Kottelat & Freyof, 2007). Since the early '80s the species has been accidentally introduced in the Tyrrhenian basins of Central Italy (Bianco & Ketmaier, 2001; Zerunian, 2004). In the River Tiber *P. bonelli* was recorded for the first time in 1996 (Mearelli *et al.*, 1996) and in the last 20 years it has colonized the upper and middle course spreading into several adjoining tributaries (Pompei *et al.*, 2014). In these watercourses *P. bonelli* come in contact with the congeneric *P. nigricans* (Canestrini, 1867) an endemic species to Central Italy listed as “vulnerable” according to the IUCN Red List of Threatened Species (Crivelli, 2006) and the Red List of Italian Vertebrates (Rondinini *et al.*, 2013). *P. bonelli* is currently considered as one of the major causes of the decline or local extinctions of *P. nigricans* populations (Zerunian, 2004; Crivelli, 2006). Both species exhibit complex reproductive behaviour, comprising fights between males for the selection of the best breeding sites and males take care of the eggs the females laid in a single layer to the ceiling of a shelter made of pebbles (Zerunian *et al.*, 1988; Marconato *et al.*, 1989). *P. bonelli* is much more aggressive and territorial than *P. nigricans*: *P. bonelli* may outcompete *P. nigricans* for spawning sites preventing its reproduction, as demonstrated by laboratory experiments (Mecatti *et al.*, 2010). However no studies concerning this issue have been conducted on the field and only indirect evidence of the difficulty in reproduction of *P. nigricans* does exist based on its population decline (Nocita & Zerunian, 2007; Pompei *et al.*, 2014) and low number of born-of-the-year specimens in the presence of *P. bonelli* (Pompei *et al.*, 2016). In order to confirm the hypothesis that *P. bonelli* would interfere with *P. nigricans* nesting, the main aim of this study was to analyze on the field the actual occupation of nests sites by the two species with respect to individual's densities. Moreover, the nest size is counted as a good predictor of reproductive success in many gobiid species (Lindström, 1988; Marconato *et al.*, 1989) since it is correlated with the amount of the eggs in the nest, representing a determinant of male's potential reproductive output. In addition, larger nests may provide better cover against predators and protection from water current. Then, to test the hypothesis that *P. bonelli* could also occupy the biggest, and then best, spawning sites, a further aim was to analyze and compare the nest sizes and the number of eggs in each nest between the two species.

Materials and Methods

The study was carried out in June in 6 sampling station each located in a tributary of the upper River Tiber where the two gobies species cohabit (Aggia, Carpina, Lanna, Resina, Soara and Vaschi). In each tributary fish of both species were collected by electrofishing, recognized at species level and then released. Length and width of the river stretches examined were measured to obtain density (ind/m²) of both species.

Then, in the same river sectors, the areas were accurately searched for nest sites weekly in four sampling date: every rock large enough for a nest (approx >50 cm², Lugli *et al.*, 1990) was turned over. The rocks containing batch of eggs were photographed and a sample of eggs from

each nest was collected. After the measurements the stones were placed in their original locations.

By the examination of the photos through an Image analysis program (Image J) the nest stone areas were measured and the number of the eggs of the clutches were counted; when some eggs were missing because already hatched, the total number of eggs in the batch was not estimated. The samples of eggs were put in absolute ethanol for the DNA extraction in order to recognize to which species belongs the nest, since the nests don't differ at any external examination (Figure 1). A method for identification of *P. nigricans* and *P. bonelli* has been developed based on the amplification of a specific part of the mitochondrial genome (16s rRNA) (GeneBank accession number: KM406308; KM406309) using the polymerase chain reaction (PCR). To distinguish between species, the obtained PCR-products were cut with different restriction endonucleases (AflIII and SacII) resulting in species specific restriction fragment length polymorphisms (RFLP).



Figure 1. Nest of a) *P. bonelli* and b) *P. nigricans* from the River Soara collected on 08/06/2015.

By the examination of the photos through an Image analysis program (Image J) the nest stone areas were measured and the number of the eggs of the clutches were counted; when some eggs were missing because already hatched, the total number of eggs in the batch was not estimated.

Results

The total number of nest sites observed in four data collections in the six tributaries examined was 277. The densities of the two species in the same rivers are reported in the Table I.

Table I. Abundance of *P. nigricans* and *P. bonelli* in the studied areas expressed as number of individuals per m^2 (ind/ m^2) and percentage of the total gobies sampled (%); number and percentage of nests, collected in four sampling date, occupied by the two species.

River	Density (ind/ m^2)		Proportion of individuals (%)		Nest number		Proportion of the nest (%)	
	<i>Pn</i>	<i>Pb</i>	<i>Pn</i>	<i>Pb</i>	<i>Pn</i>	<i>Pb</i>	<i>Pn</i>	<i>Pb</i>
Aggia	0.52	1.72	21.8	78.2	2	75	2.6	97.4
Resina	0.58	1.68	25.6	74.4	2	31	6.1	93.9
Carpina	0.63	0.88	41.7	58.3	24	44	35.3	64.7
Vaschi	0.73	0.87	48.8	51.2	23	24	49.0	51.0
Lanna	0.16	0.08	67.7	32.3	12	8	60	40
Soara	1.25	0.58	85.2	14.8	18	14	56.2	43.8

In the Rivers Aggia and Resina the large majority of the nests were occupied by *P. bonelli*: in both stations only 2 nests over a total of 77 and 33 sites respectively, were ascribed to *P.*

nigricans. Also in the River Carpina *P. bonelli* owned most of the nests, with a double percentage compared to the endemic congeneric. In the River Vaschi a balanced situation occurred and the proportion of nests exactly reflects the proportions of individuals of the two species. Also in the Lanna River the percentage of the nests are similar to those of the individual, and *P. nigricans* occupied 60% of the nests. In the River Soara, *P. nigricans* occupied a slightly greater percentage of sites compared to *P. bonelli*, despite the higher abundance of adults. In both species the number of eggs in the clutches were positively correlated with the size of the stones (*P. bonelli*: $r^2=0.193$; $r=0.439$, $p<0.001$; *P. nigricans*: $r^2=0.503$; $r=0.710$, $p<0.001$) (Figure 2).

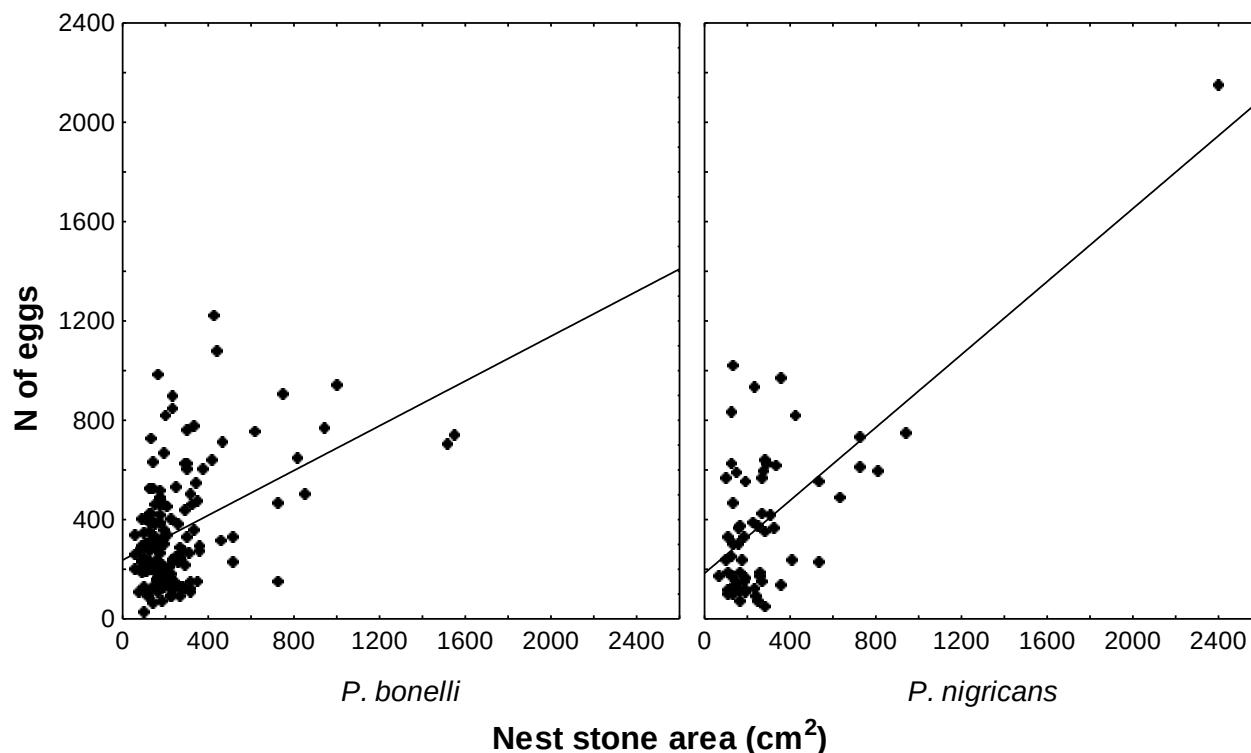


Figure 2. Relationship between the nest stone area and the number of eggs in *P. bonelli* and *P. nigricans*.

Considering the whole dataset, *P. nigricans* occupied on average the larger nests and produced more eggs per nest, even if the differences between the two species in the mean number of eggs laid is not significant at the statistical test (Table II). In the River Aggia *P. bonelli* occupied smaller nest on average, but they contained more eggs. In the Rivers Soara, Lanna and Carpina *P. nigricans* won the bigger shelters and a higher number of its eggs than those of *P. bonelli* was found in the nests. In the River Vaschi *P. bonelli* colonized bigger stones, but in the nests ascribed to *P. nigricans* an average higher number of eggs was found. Only in the river Resina *P. bonelli* occupied the bigger stones with an higher number of eggs at the same time.

Table II. Descriptive statistics of the nest stones area and the number of eggs in the nest for *P. bonelli* (Pb) and *P. nigricans* (Pn) in the 6 sampling stations.

	River	Species	N	Mean	Min	Max	SE	Mann-Whitney U test	
								Z	p
Nest stone area (cm ²)	Aggia	Pb	75	211.3	55.8	724.5	14.1	0.618	0.537
		Pn	2	223.3	181.7	264.8	5.3		
	Resina	Pb	31	248.3	95.4	515.8	20.2	0.453	0.651
		Pn	2	206.1	174.6	237.6	31.5		
	Carpina	Pb	44	173.2	57.1	357.5	11.0	3.149	<0.01
		Pn	24	310.2	109.0	939.8	44.4		
	Vaschi	Pb	24	434.9	62.3	1548.8	90.3	1.660	0.097
		Pn	23	250.2	68.4	2398.2	98.4		
	Lanna	Pb	8	272.4	147.3	456.1	65.7	1.279	0.201
		Pn	12	476.6	164.8	820.8	116.1		
	Soara	Pb	14	287.8	121.6	944.2	65.6	1.962	0.049
		Pn	18	315.5	145.9	533.0	24.8		
	Total	Pb	196	247.1	55.8	1548.8	16.1	1.995	0.046
		Pn	81	301.1	68.4	2398.2	35.2		
Number of eggs in the nest	Aggia	Pb	75	353.5	94	846	27.7	1.484	0.138
		Pn	2	234.5	154	315	15.7		
	Resina	Pb	24	352.4	63	1219	58.5	1.058	0.290
		Pn	2	165.0	96	234	69.0		
	Carpina	Pb	35	300.5	988	988	34.4	0.036	0.971
		Pn	19	340.4	933	933	59.6		
	Vaschi	Pb	24	372.9	131	771	65.5	0.564	0.573
		Pn	23	484.6	72	972	69.1		
	Lanna	Pb	8	235.3	91	315	50.9	0.735	0.462
		Pn	10	331.8	53	614	108.1		
	Soara	Pb	14	429.0	105	942	53.3	1.231	0.218
		Pn	18	469.0	101	2149	100.7		
	Total	Pb	152	351.1	32.0	1219	18.5	0.292	0.770
		Pn	62	401.8	53.0	2149	43.0		

Discussion

Nesting interferences is a common aspect among gobiid fishes that can negatively affect the recruitment of native fish species (Janssen & Jude 2001; Steinhart *et al.*, 2004). *P. bonelli* is considered a major pest species outside its natural range (Freyhof, 2006) and one of the mechanisms driving the negative impact of this invasive goby on *P. nigricans* has proved to be competition for shelters in laboratory condition.

This study reports the preliminary results on the occupation of shelters on the fields in six tributaries of River Tiber. The findings seem to confirm the superiority of *P. bonelli* on *P. nigricans* in the competition for the spawning areas, although deeper investigations comprising a larger number of sampling stations are strongly encouraged to confirm this hypothesis. In the River Soara despite the high proportion of *P. nigricans* individuals (85%), the species accounted only the 56% of the nests. Also in the Rivers Aggia and Resina the proportion of the nests did not reflect the actual density of the two species, and in both station a very small percentage of the nests belonged to the endemic goby. With regards to the River Aggia, this result totally agree with the findings of a previous research carried out in the same river stretch that pointed out the difficulty of *P. nigricans* in reproduction in the presence of the non-native goby, given the lack of juveniles in the population (Pompei *et al.*, 2016). Such findings arise particular concern for the conservation of *P. nigricans*, since the local extinction of the endemic goby in the river sector examined of the Rivers Aggia and Resina is highly probable in the next future. In the Rivers Carpina and Lanna, the percentage of the nests are more aligned with the abundances of the two species, but it's probably only a matter of time before *P. bonelli* reaches

a density such that it succeed to occupy the large majority of breeding sites at the expense of *P. nigricans*. In the River Vaschi, indeed, the number of sites occupied by the two gobies exactly replicates the density of the species, with no evident predominance of *P. bonelli* on *P. nigricans*. However the hypothesis that *P. bonelli*, in addition to occupy most of the nests, also conquer the biggest stones seem to be not confirmed by the results of this study. In laboratory condition *P. bonelli* males directly compete with conspecific for the possession of larger nest sites, since females most likely use the size of nests as a predictor of male quality (Bisazza *et al.*, 1990). In the species that laid eggs in a single layer, nest size is considered a limiting resource to reproductive success (Marconato *et al.*, 1989). For both species, as in most gobiids (Lindström, 1988; Marconato *et al.*, 1989), the number of the eggs in the clutches depends on the area of the lower surface of the stone, thus it's likely that males compete for the larger stones which are the only ones that allow them to mate with more than one female (Marconato *et al.*, 1989), maximizing the reproductive success. However, occupy the best sites is not apparently enough for the conservation of *P. nigricans*: *P. bonelli* is a stronger competitor with potential negative consequences for the long-term survival of the endemic goby in the River Tiber.

References

- Bianco P.G., Ketmaier V. (2001). Anthropogenic changes in the freshwater fish fauna of Italy, with reference to the central region and *Barbus graellsii*, a newly established alien species of Iberian origin. *Journal of Fish Biology* 59, 190–208.
- bonelli*. Studi Trentini di Scienze Naturali 87: 133–136.
- Crivelli A.J. (2006). *Padogobius nigricans*. In: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species.
- Janssen J., Jude D. (2001). Recruitment failure of mottled sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbor, southern Lake Michigan, induced by the newly introduced round goby *Neogobius melanostomus*. *Journal of Great Lakes Research* 27: 319–328.
- Kottelat M., Freyhof L. (2007). Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol.
- Lindström K. (1988). Male-male competition for nest sites in the sand goby, *Pomatoschistus minutes*. *Oikos* 53(1), 67-73.
- Lugli M., Bobbio L., Torricelli P., Gandolfi G. (1990). Analisi dei fattori che influenzano la distribuzione nello spazio dei riproduttori di *Padogobius martensi* (Pisces, Gobiidae). *Rivista di Idrobiologia* 29(1), 300-308.
- Marconato A., Bisazza A., Marin G. (1989). Correlates of male reproductive success in *Padogobius martensi* (Gobiidae). *Journal of fish biology* 34, 889-899.
- Mearelli M., Lorenzoni M., Carosi A., Giovinazzo G., Petesse M.L., 1996. Carta Ittica della Regione Umbria, Regione Umbria, Perugia, 238 pp.
- Mecatti M, Gualtieri M, Gattai K (2010) Transfaunazioni invasive nel distretto ittiofaunistico toscolaziale: prove di competizione territoriale e alimentare tra *Padogobius nigricans* e *Padogobius*
- Nocita A., Zerunian S., 2007 - L'ittiofauna aliena nei fiumi e nei laghi d'Italia. *Biologia Ambientale*, 21 (2), 93-96.
- Pompei L., Carosi A., Forconi A., Giannetto D., Lorenzoni M. (2014). Distribuzione e abbondanza di *Padogobius nigricans* (Canestrini 1867) e *Padogobius bonelli* (Bonaparte, 1846) nel bacino umbro del Fiume Tevere. Convegno dell'Associazione Italiana Ittiologi delle Acque Dolci. Gorizia, November 14–15 2014.
- Pompei L., Giannetto D., Lorenzoni M. (2016). The non-native goby *Padogobius bonelli* in the River Tiber, Italy and its effect on the reproductive potential of the native goby, *P. nigricans*. *Aquatic Invasions* 11(1), 83-92.

- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C. (2013). Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Steinhart G. B., Marschall E. A., Stein R. A., 2004. Round goby predation on smallmouth bass offspring in nests during simulated catch-and-release angling. *Transactions of the American Fisheries Society* 133, 121–131.
- Zerunian S. (2004). Pesci delle acque interne d'Italia. Ministero dell'Ambiente – Istituto Nazionale Fauna Selvatica. In Quaderni di Conservazione della Natura 20, 257 pp.
- Zerunian S., D'Onofrio E., Gibertini G. (1988). The biology of *Gobius nigricans* (Osteichthyes, Gobiidae). Observations on the reproductive behavior. *Italian Journal of Zoology* 55: 293-298.

CONSIDERAZIONI SULLA TROTA NEL SIC IT7110099 “GOLE DEL SAGITTARIO”

ASSESSMENTS ON THE TROUT POPULATION IN THE SIC IT7110099 "GOLE DEL SAGITTARIO"

ENRICO MARCONATO¹, PIERA LISA DI FELICE^{2,3}, LUCIANO DI TIZIO^{4,5}

1. Aquaprogram srl; Corresponding author: e.marconato@aquaprogram.it
2. Riserva Naturale Regionale “Sorgenti del Pescara”
3. Organizzazione Regionale Pro Natura Abruzzo
4. WWF Abruzzo
5. Associazione Acquariofili Abruzzese

Parole chiave: Trota di ceppo adriatico, trota di ceppo mediterraneo, Gole del Sagittario.

Keywords: Adriatic trout, Atlantic trout, Gorges of Sagittarius

Riassunto

Gli autori hanno preso in esame la fauna ittica del Sito di Importanza Comunitaria IT7110099 “Gole del Sagittario” attraverso ricerche sul campo e l’analisi dei dati contenuti in precedenti studi compiuti nello stesso SIC. Il tutto è stato finalizzato sia a censire le specie presenti sia, soprattutto, a verificare la presenza della trota autoctona di ceppo adriatico-mediterraneo che in molte parti del suo areale originario è stata soppiantata dal ceppo atlantico, ripetutamente immesso in occasione dei cosiddetti ripopolamenti a fini alieutici.

Abstract

The authors examined the fish fauna of the Site of Community Importance IT7110099 "Sagittarius Gorge" through field research and analysis of the data contained in previous studies in the same SIC. All this has been aimed both at identifying the species present and, above all, in verifying the presence of native Adriatic-Mediterranean trout, which in many parts of its original area has been replaced by the Atlantic trout, due to long-term restocking in support of sport fishing.

Introduzione

Il SIC IT7110099 “Gole del Sagittario” (Figura 1) si estende per 1349 ettari in provincia dell’Aquila, tra i territori di Anversa degli Abruzzi, Scanno e Villalago. Nel SIC è interamente compresa l’omonima Riserva Naturale Regionale Oasi WWF (circa 400 ha, Comune di Anversa). Cuore dell’area protetta è il fiume Sagittario che, interrotto da una diga (oggi gestita da ENEL) completata nel 1929 per conto delle Ferrovie dello Stato per la elettrificazione della linea Sulmona-Roma, forma il Lago di San Domenico, nel territorio di Villalago, del quale è il principale immissario e l’unico emissario.

Nel formulario standard del SIC, nella versione originale del 1995 così come in quella più recente, aggiornata al 2015, consultabile nel sito del Ministero dell’Ambiente, per quanto riguarda la fauna ittica è segnalata unicamente *Salmo trutta macrostigma*.

Le indagini degli autori, realizzate nell’ambito dell’azione promossa dalla Regione Abruzzo finalizzata alla redazione dei Piani di Gestione dei siti Natura 2000 (PSR 2007-2013, misura 3.2.3 “Tutela e riqualificazione del patrimonio rurale” - Intervento A1, sottointervento A1.b), si sono dunque concentrate su questa specie. È stata analizzata anche la situazione “storica” a

far data dal 1995 (primo Formulário Standard) esaminando in particolare le indagini più recenti: Carta Ittica della Provincia di Pescara (AA.VV., 2007 con dati anche genetici raccolti nel 2005); Recupero del ceppo autoctono di trota di torrente nei bacini idrografici della Provincia di Pescara (Provincia di Pescara, 2006); Report per il Deflusso Minimo Vitale nella Riserva (Di Felice, 2008: studi compiuti nel biennio 2007-2008); Aggiornamento del Piano di Assetto Naturalistico della Riserva Naturale Regionale Gole del Sagittario (Marconato et al., 2010: ricerche compiute tra 2009 e 2010).

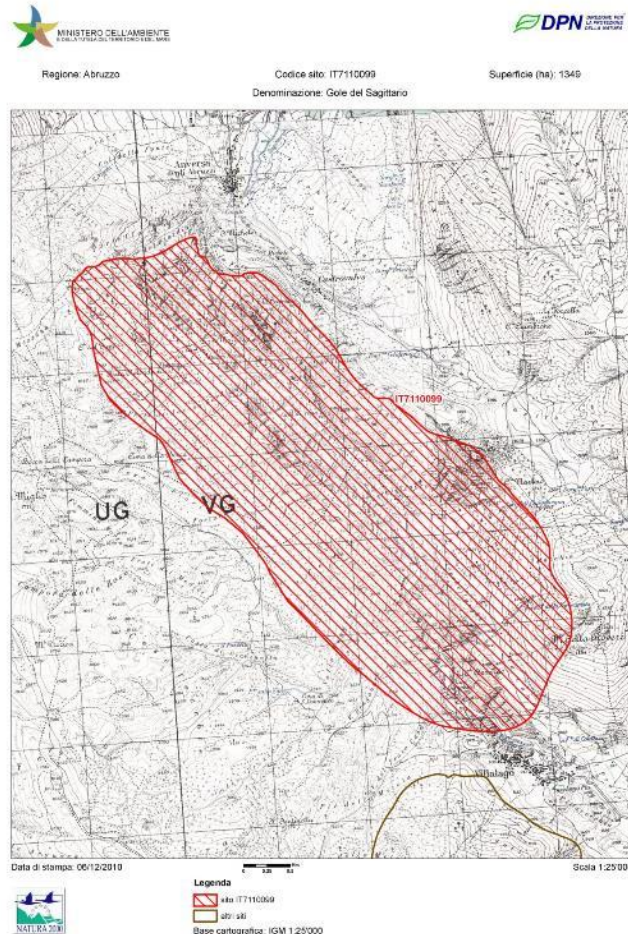


Figura 1: Area del Sito di Importanza Comunitaria IT7110099 “Gole del Sagittario”.

Sulla base dei dati precedenti (Provincia di Pescara 2006), nel SIC Gole del Sagittario era stata segnalata la rara presenza della trota autoctona: con le analisi di campo compiute soprattutto nella primavera 2013 da due degli autori (Di Felice e Marconato, 2015), si è cercato di analizzare l’ittiofauna presente nel sito e di proporre una riflessione aggiornata sulla presenza della trota autoctona.

Materiali e Metodi

Sono state acquisite le informazioni bibliografiche citate nella introduzione e sono stati raccolti dati di campo attraverso campionamenti di tipo quantitativo eseguiti nel fiume tra aprile e giugno 2013 con elettrostorditore (150-380 V; 0.5-7 A). I campionamenti sono stati effettuati in quattro stazioni: i) a monte del lago di San Domenico; ii) a monte della forra, in località Castrovalva; iii) all’interno della Riserva Naturale Regionale Oasi WWF “Gole del Sagittario”, nei pressi delle sorgenti del Cavuto; iv) nel tratto più a valle, al confine della Riserva, in località Anversa degli Abruzzi (Figura 2).

Campionamenti qualitativi sono stati compiuti anche nel lago di San Domenico con elettropesca e anche con reti multimaglia (10, 20, 30, 40, 50 mm) posizionate alternativamente in vari punti del lago e controllare circa ogni 2 ore per ridurre il rischio di mortalità. Tutti i pesci catturati sono stati classificati, fotografati, misurati, pesati e immediatamente dopo rilasciati.

La distinzione tra trota di ceppo atlantico e trota di ceppo adriatico-mediterraneo è stata effettuata su base fenotipica, tenendo conto dei criteri riportati in Figura 3.



Figura 2. Stazioni di campionamento della fauna ittica.

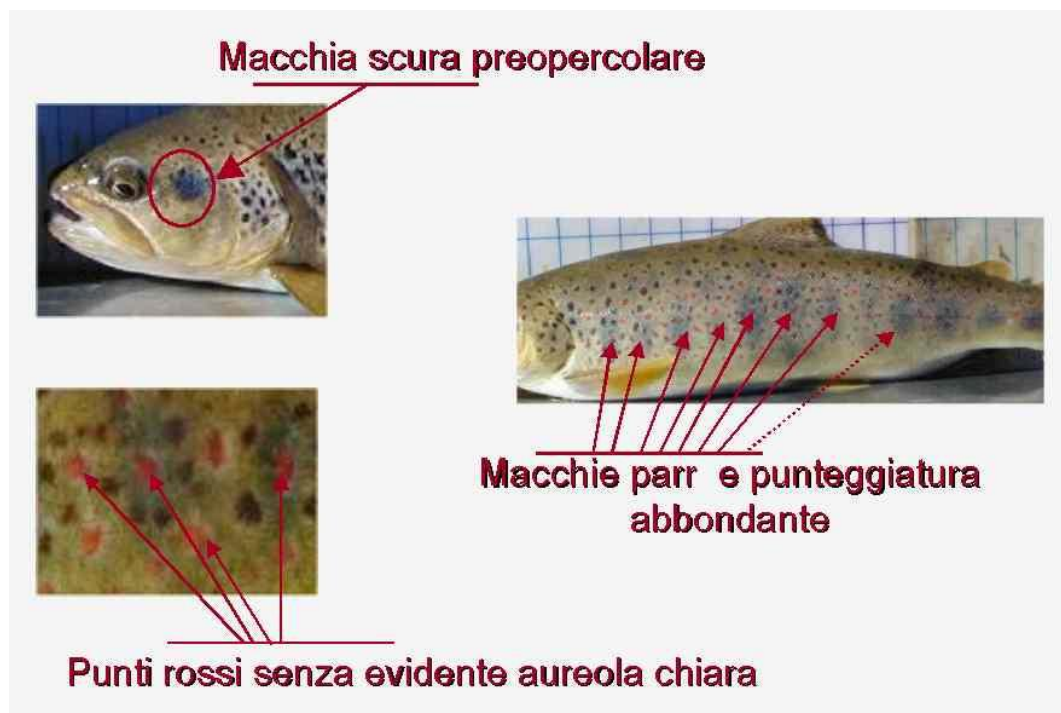


Figura 3. Caratteri fenotipici distintivi della trota di ceppo adriatico-mediterraneo

Risultati

Nella Tabella I sono riportati i risultati dell'analisi genetica degli individui catturati in vari corsi d'acqua della provincia di Pescara (anni 2000-2006) disponibili prima dell'indagine effettuata, e che indicavano la pur rara presenza della trota di ceppo mediterraneo nel F. Sagittario.

Nella Tabella II sono riassunti i risultati dei campionamenti eseguiti nelle 4 stazioni indagate nel 2009-2010; i valori elevati dei parametri popolazionali erano evidentemente sostenuti da una certa attività di immissione artificiale, a sostegno della pesca sportiva.

Nella Tabella III sono riportati i risultati delle analisi genetiche effettuate su una limitata porzione di esemplari catturati, selezionati su base fenotipica. Come si può facilmente osservare, solo 3 esemplari sono stati geneticamente assegnati al ceppo autoctono.

Nella Tabella IV sono riportati i risultati dei campionamenti effettuati nel corso del 2013; si nota la forte riduzione dei valori di densità e biomassa stimati, conseguenza della interruzione delle immissioni artificiali, ma purtroppo anche la assenza tra i pesci catturati di esemplari con caratteristiche fenotipiche di ceppo mediterraneo di elevata qualità.

Tabella I. Risultati dell'analisi genetica degli individui catturati in vari corsi d'acqua della provincia di Pescara (anni 2000-2006)

Corso d'acqua	Località	Totale	Genotipo mediterraneo puro	Ibrido nucleare M/M aplotipo M	Ibrido nucleare A/M aplotipo A	Genotipo Atlantico puro
Aterno	Vittorito	44	23	17	4	0
Fiume Gizio	Riserva Monte Genzana	1	0	0	0	1
Fiume Pescara	Confluenza Aterno	11	11	0	0	0
Fiume Pescara	De Contra	21	18	3	0	0
Fiume Pescara	Sorgenti Pescara	11	4	4	1	2
Fiume Sagittario	Riserva Gole del Sagittario	3	1	2	0	0
Vetoio	Centro ittigenico	8	0	1	3	4
Tavo	Farindola	2	0	0	0	2
Fiume S. Callisto	Popoli ponte statale	2	0	2	0	0
Totale		99	57	29	8	9

Tabella II. Campionamenti 2009 - 2010 nell'area di interesse

Stazione	Specie	Campionamento 2009		Campionamento 2010	
		Densità (ind/m ²)	Biomassa (g/m ²)	Densità (ind/m ²)	Biomassa (g/m ²)
Staz. 1	Trota fario	0,741	33,138	0,641	39,454
Staz. 2	Trota fario	0,768	22,063	0,720	20,180
Staz. 3	Trota fario	0,540	37,886	0,700	46,014
	Trota iridea	---	---	0,010	0,006
Staz. 4	Trota fario	0,700	45,888	0,967	53,078
	Trota iridea	---	---	0,044	0,667

Tabella III. Risultati analisi genetiche campionamenti 2009 - 2010

Trote catturate totali	Esemplari selezionati su base fenotipica	Ceppo atlantico	Ceppo mediterraneo	Ibridi
677	11	2	3	6

Tabella IV. Campionamenti primavera 2013 nell'area di interesse

**dato anomalo, legato alla presenza di vari riproduttori risaliti dal Lago di S. Domenico*

Stazione	Specie	Densità (ind/m ²)	Biomassa (g/m ²)
Staz. 1	Trota fario (Ceppo atlantico)	0,060	5,93
Staz. 2	Trota fario (Ceppo atlantico)	0,344	8,33
Staz. 3	Trota fario (Ceppo atlantico)	0,493	13,59
Monte lago S. Domenico	Trota fario (Ceppo atlantico)	0,293	52,56*

Discussione

La comunità ittica nel tratto del torrente Sagittario all'interno del SIC IT7110099 allo stato attuale risulta essere sostanzialmente rappresentata dalla sola trota di torrente. Delle altre due specie ittiche censite, si ritiene di poter affermare che sia la rovello *Rutilus rubilio* (Bonaparte, 1837) che il cavedano italico *Squalius squalus* (Bonaparte, 1837) rappresentino presenze occasionali essendo state individuate nel solo lago di San Domenico con rari individui. Tale conclusione è in linea con gli studi precedenti compiuti nel medesimo sito. Da segnalare che in un precedente campionamento (Marconato et al., 2010) era stata rilevata la presenza nel sito di diversi individui giovanili di trota iridea *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), non confermata nel 2013. Questo dato sembrerebbe confermare quanto già ipotizzato nella precedente campagna: si sarebbe trattato di materiale ittico occasionalmente fuoriuscito da un vicino laghetto di pesca sportiva nel quale la specie è certamente presente.

Circa lo status della trota di torrente non si ritiene di poter confermare, quantomeno non in termini quantitativi, le conclusioni di precedenti studi che, su basi genetiche (AA.VV., 2007) o fenotipiche (Di Felice, 2008), avevano segnalato la presenza di trote di torrente riferibili al ceppo “adriatico-mediterraneo”: *Trota macrostigma* nella denominazione ufficiale tuttora utilizzata dalla Comunità Europea, *Salmo cettii* Rafinesque, 1810 in base alle conclusioni del gruppo di lavoro sui salmonidi dell'AIAD (Zanetti et al., 2013) e secondo la checklist aggiornata allo scorso anno dello stesso sodalizio (AIAD, 2015).

Nel torrente Sagittario il numero di individui appartenente al ceppo autoctono appare fortemente ridotto, con prevalenza di ibridi a fronte di pochissimi individui puri: una popolazione in evidente e grave stato di introgressione genica. Questo a causa della concomitante presenza nelle stesse acque di una abbondante popolazione di trota fario di ceppo “atlantico” *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, frutto di precedenti immissioni a sostegno della pesca sportiva.

Da qualche anno nel sito non vengono effettuate immissioni nel tratto di torrente a valle della forra e all'interno della Riserva: questo autorizza a ritenere che quella di trota fario di ceppo atlantico censita nel SIC sia una popolazione ormai rinselvatichita e che ha raggiunto una notevole stabilità demografica, da considerare comunque di buon valore ecologico.

Bibliografia

- AA.VV. (2007). Carta Ittica della Provincia di Pescara – Proposte di gestione. Cogecstre Edizioni, Penne, 152 pp.
- A.I.A.D. (2015). Checklist AIAD versione 1.1 del 21-12-2015
- Di Felice P.L. (2008). Report sul DMV del Fiume Sagittario nel SIC IT7110099. Inedito, 2 pp.
- Di Felice P.L., Marconato E. (2015). Piano di gestione della Fauna Ittica del sito Natura 2000 “Gole del Sagittario” (cod. IT7110099). Comune di Anversa degli Abruzzi. Inedito, 33 pp.
- Marconato E., Busatto T., Benatelli F., Di Felice P.L. (2010). La comunità ittica presente nella Riserva Naturale Regionale e Oasi WWF Gole del Sagittario. Inedito, 55 pp.
- Zanetti M., Nonnis Marzano F., Lorenzoni M. (2013). I Salmonidi italiani: linee guida per la conservazione della biodiversità. Relazione finale del Gruppo di Lavoro Salmonidi della Associazione Italiana Ittiologi delle Acque Dolci, 73 pp.

DIRECTIONAL ASYMMETRY IN THE RIVER CRAB *POTAMON FLUVIATILE* (HERBST, 1785)

ASIMMETRIA DIREZIONALE NEL GRANCHIO DI FIUME *POTAMON FLUVIATILE* (HERBST, 1785)

FEDERICA SPANI¹, MASSIMILIANO SCALICI¹

1. Department of Sciences, University of Roma Tre, viale Guglielmo Marconi 446, 00146 Rome (Italy).
Corresponding author email: federica.spani@uniroma3.it, phone: 06 5733 6355.

Keywords: *Potamidae*; freshwater; morphology; geometric morphometrics.

Parole chiave: *Potamidae*; acque dolci; morfologia; morfometria geometrica.

Abstract

It seems surprising how many aspects are unexplored on the well-known phenomenon of heterochely in brachyurans, for both marine and freshwater taxa. Through the geometric morphometric approach of the landmark-based method, we want to evaluate if differences in claw size and shape may drive some body's modifications on other body regions, such as those related to the carapace morphology. Specifically, we observed if the position of both large and small chelae might affect the carapace symmetry in right-handed specimens of the river crab *Potamon fluviatile*. Our statistical analyses showed significant outputs for both fluctuating and directional asymmetries. In particular, the river crab showed a less convex shape of the carapace right side, where the large chela occurred. Since chelae have different size and shape, the carapace ought to be less narrowed on the side of the large chela for facilitating the claw retraction before entering and moving within narrow and convoluted burrows. Any interpretation may be speculative since further aspects need to be explored for understanding the directional asymmetry in the river crab, especially by comparing freshwater species with marine, brackish, and terrestrial species. Today these findings may be correlated to the habitat features: the soil composition, the occurrence of refuges, and rocky shores. They could be amongst the main environmental constraints to the carapace shape, as well as the predator occurrence inducing different escape strategies.

Riassunto

È sorprendente quanto un fenomeno ben conosciuto come l'asimmetria delle chele nei Brachiuri mostri ancora oggi degli aspetti inesplorati, sia nei granchi marini che nelle specie d'acqua dolce. Attraverso l'approccio di morfometria geometrica con il metodo basato sui landmarks, gli autori vogliono valutare se l'eterochelia può guidare alcune modificazioni del corpo, come quelle collegate alla morfologia del carapace. Nello specifico, abbiamo valutato se la posizione della chela grande e di quella piccola ha degli effetti sull'asimmetria del carapace nel granchio di fiume *Potamon fluviatile* (indagando solo gli individui destri). Le analisi statistiche hanno mostrato dei risultati significativi per l'asimmetria direzionale. In particolare, hanno mostrato una forma meno convessa del carapace nella parte destra, dove si trova la chela maggiore. Poiché le chele hanno dimensioni e forma differenti, il carapace dovrebbe essere meno ristretto sul lato della chela più grande per facilitare la retrazione della chela in *P. fluviatile* prima di entrare e muoversi all'interno delle tane. Ogni interpretazione può essere speculativa dal momento che altri aspetti devono essere esplorati per comprendere l'asimmetria direzionale nel granchio di fiume. Oggi questi risultati possono essere correlati alle

caratteristiche di habitat: la composizione del terreno, la presenza di rifugi e rive rocciose. Questi potrebbero essere tra i principali vincoli ambientali alla forma del carapace, così come la presenza di predatori potrebbe indurre differenti strategie di fuga.

Introduction

To date it is not clear if heterochely in brachyurans originated one or more times within the evolutive lineage. Several mechanical aspects in predation, food manipulation, mate acquisition, defense of resources, parental care, antagonistic fights (Stein, 1976; Raubenheimer, 1986; Gabbanini *et al.*, 1995; Gherardi&Micheli, 1989; Liu&Li, 2000; Schenk&Wainwright, 2001) may have acted as driving forces. Nevertheless this claw asymmetry began as fluctuating asymmetry (FA) in ancestors, that is minor random deviations from the perfect bilateral symmetry (Van Valen, 1962).

FA may represent the base on which the natural selection act, originating directional asymmetry (DA), and antisymmetry (AS). DA represents the left-right differences normally distributed about a mean significantly different from 0, while AS is the lack of symmetry in normally developing traits, conserving a mean around 0.

The asymmetry origin in a body region may drive a non-symmetric develop in other parts. Indeed, the different regions are coordinated as a part of an entire functional system (see Klingenberg, 2008, 2013). In this context, the chela left-right differences in crabs may have affected other body parts as effect of their acquired functional handedness.

Hence, the main purpose of this study is to assess if heterochely in brachyurans may represent a morphological constrain driving other parts' modifications, particularly the carapace, by exploiting the geometric morphometric techniques (Savriama&Klingenberg, 2011). We chose to exploit the heterochelic river crab *Potamon fluviatile* (Herbst, 1785) to describe some new features involved in the heterochely phenomenon, and to provide a baseline for further interspecific comparisons.

Materials and Methods

60 right-handed individuals (30 females + 30 males) from Rio Fiume, central Italy (32°T, 74°E, 46°N), with the carapace width ranging from 20 to 54 mm (Figure 1), were photographed on the carapace in dorsal view to fix 16 landmarks as in Figure 2 using TpsDig (Rohlf, 2010).

To test for possible differences on the carapace asymmetries, it is necessary to distinguish the left-right variation among individuals to the left-right asymmetries within individuals. Once the x-y coordinates were obtained for all landmarks, the shape information was extracted with a full Procrustes fit, taking the object symmetry of the carapace into account. The Procrustes superimposition is a procedure that removes the information of size, position, and orientation to standardize each specimen according to the size of the configuration centroid.

Because of the bilateral symmetry of the studied structure, reflection is removed by including the original images and the mirrored images of all configurations in the analysis (Klingenberg *et al.*, 2002). To do so, we proceeded by following these steps using the MORPHOJ software (Klingenberg, 2011). First, we reflected one side landmark configuration to its mirror image. Then we executed the Generalized Procrustes Superimposition (GPS) by scaling the configurations to unit centroid size (CS), and overlapping the centroid of all the left and right configurations. Here, CS is a proxy of the carapace size, computed as the square root of the sum of the squares of the distances of each landmark from the centroid (i.e. the mean point having as abscissa and ordinate the mean of all the x and y coordinates of all the landmarks, respectively). Finally, we rotated the configurations each other around their centroid to allow the best fit of corresponding landmarks. Subsequently, we performed an ordination analysis of principal components (PCA) on the new shape coordinates. Additionally, the geometric

morphometric routines allow to exploit an appropriate method to graphically visualize the whole information on both size and shape. Indeed MORPHOJ was also used to produce deformation grids illustrating the carapace shape variation associated with the executed statistics.

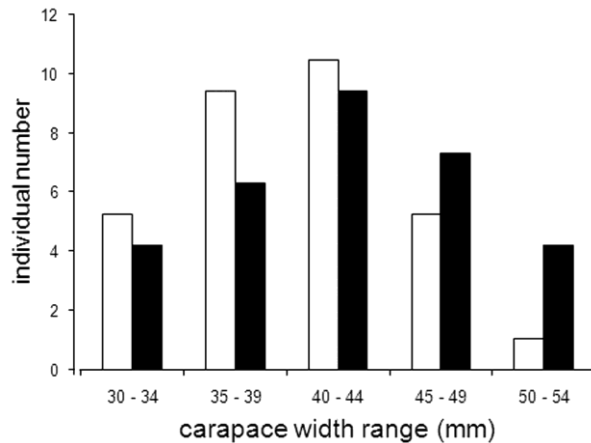


Figure 1. Size-frequency distributions of the studied species, divided per sex (females in white and males in black) and 5mm carapace width interval.

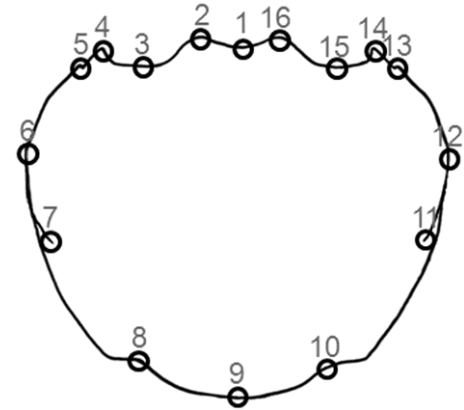


Figure 2. Landmarks digitalized on carapace.

Once GPS was run, the aligned coordinates obtained by the configuration superimposition were entered into Procrustes analysis of variance ANOVA with 1000 permutations. This procedure was executed to evaluate sexual dimorphism, and to analyze FA (measured by the side x individual interaction), DA (expressed by the main effect for sides), and measurement error (ME, expressed by the residual term) in both CS and shape variables (that is the superimposed landmark coordinates) for the investigated species. To determine AS (Van Dongen *et al.*, 1999), we visually examined scatter plots for each landmark of the left and right vectors after superimposition.

Results and Discussion

Regarding the carapace shape variability, the first two principal components explained 56.34% (PC1+ PC2= 38.41 + 17.93) of the total variance (Figure 3). The remaining components of the multivariate analysis each explained less than 5% of the total variance.

Before executing the analyses on asymmetries, we tested the sexual dimorphism for both size and shape. Intraspecific sexual dimorphism was negligible for both CS and shape variables since statistic evidences did not emerge in *P. fluviatile* (after Procrustes ANOVA, P was always >0.05). This allow us to join females and males in a unique data set.

Outputs of the Procrustes ANOVA indicated a significant effect of both FA (side x individual interaction) and DA (side effect), the latter as the most important source of left-right differences(Figure 4).

The observed pattern for FA and DA showed same significant differences for CS and shape variables. Although no sexual dimorphisms were observed, we assessed the sex effect for both FA and DA. Since non-significant sex effect emerged after the Procrustes ANOVA, we reported the statistic outputs only for the 'side' effect in Table I.

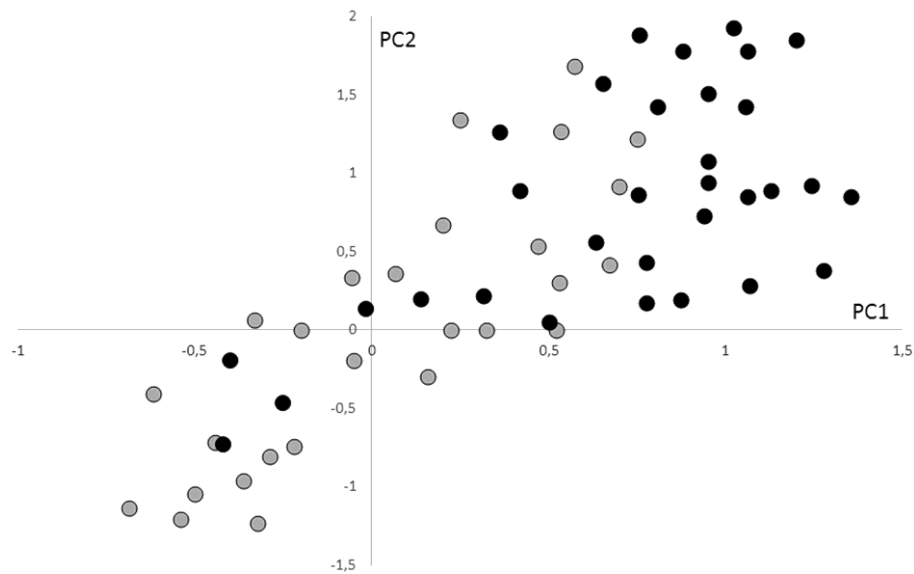


Figure 3. Scatter plot obtained by the ordination analysis of the principal components on both left (gray) and right (black) carapace shapes.

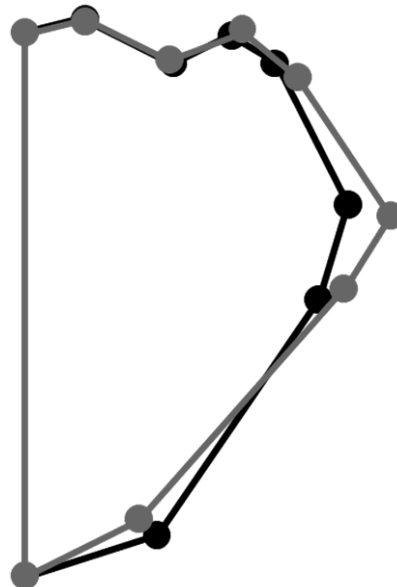


Figure 4. Consensus of the left half carapace (gray) specularized on the right (black). Full lines represent the landmark links.

Table I. The Procrustes analysis of variance showing fluctuating and directional asymmetry for centroid size (CS) and shape variables (SV) in the investigated species. Significance is in bold.

		fluctuating asymmetry (individual x side)		directional asymmetry (side)	
		CS	SV	CS	SV
<i>Potamon fluviatile</i>	F	12.583	5.763	5.834	14.441
	df	58	1568	1	28
	P	0.009	0.054	0.053	0.004

The measurement error (ME) was negligible in relation to side x individual effect for the investigated species since the mean squares of FA always largely exceeded ME (results not

shown). Since normal (rather than bimodal) distributions of differences were obtained, AS was discarded as a source of asymmetries.

If fluctuating asymmetry may be interpreted as sensitive indicator of detrimental environmental perturbations (e.g. Li, 2001; Petavy *et al.*, 2006; Pravosudov&Kitaysky, 2006), directional asymmetry may be interpreted as an adaptive character.

Here, we did not discuss about detrimental perturbations driving the asymmetry origin in crabs and their important functional selection within the lineage evolution (see Crespi&Vanderkist, 1997). We describe the carapace asymmetry as a passive consequence of others mechanical features, and how it may cover an important role in the habitat colonization. Specifically we tested the usefulness of both fluctuating and directional asymmetry to evaluate the influence of heterochely on the brachyuran carapace, by using the geometric morphometric techniques. Amongst the various geometric morphometric approaches, the landmark method revealed to be a reliable, verifiable and widely accepted mean in recording and comparing shapes (see Bookstein, 1982).

In this study, we characterized the carapace shape variations and suggested possible associations with some habitat driving forces. Specifically, the main output of this investigation is the identification of geometric morphometric characters showing a carapace variability linked to both fluctuating and directional asymmetry, depending on the studied species.

The present study clearly demonstrated the occurrence of directional asymmetry for the river crab *P. fluviatile*. This adds a novel example of asymmetry in crabs, because if on one hand the directional asymmetry observed in chelae is widespread among brachyurans, on the other hand no information existed in literature for the carapace. Then it seems to be noteworthy that decapods display asymmetry in traits other than claws.

Although some ecological (Băncilă *et al.*, 2010) and behavioural (Tobo *et al.*, 2012) reasons may be linked to the morphological asymmetry, we propose some selective pressures concerning the elective habitat. We related morphological changes to habitat characteristics and behaviour, speculating about a possible relationship between the shape variation and the ecological complexity of a habitat.

We know that the claw asymmetry evolved in diverse species for different uses regarding predation, food manipulation, agonistic behavior, and mate acquisition (see above in Introduction). If on one hand this character may be advantageous for (some or all of) these aspects, on the other hand it may represent an obstacle (mainly in *P. fluviatile*) for other activities such as going back to the burrow, also for escaping predators.

This environmental complexity may constrain different anti-predator responses: crabs on rocky shores exploit spaces amongst rocks or under algae, while crabs on sand simply bury in the sediment. Differently crabs in running waters build mazy burrows in a mix of sand, boulders and stones, creating narrow corridors within.

In freshwater habitats specimens try to suit the refuges hollowed amongst big stones, where the tunnel dimensions are not so modifiable. So, the environmental features of river banks could be of help in explaining the main constraint to the carapace shape variability. In freshwaters, crabs develop an asymmetric carapace shape since they have to forcedly retract claws laterally to the carapace to entry and move within burrows. Since chelae have different size and shape, the carapace ought to be narrowed on the side of the large claw.

Then, the findings showed that the carapace asymmetry may be explained by the habitat features where crabs inhabit, according to Idaszkin *et al.* (2013). Moreover its inability to exploit casual refuges induce *P. fluviatile* to go back to own burrows to avoid predation. Maybe this is why river crabs are territorials and move around own shelters walking a sequence of short distance (Gherardi *et al.*, 1988).

Conclusions

Anyway, more studies ought to be carried out to confirm the observed pattern. Additionally, a much larger study (also involving more populations per species) is required, overall taking the crab morphological variability into account. Indeed an extensive intraspecific phenotypic variability have detected in brachyurans also within relatively restricted geographical areas (e.g., Bentley *et al.*, 2002; Brian, 2005; Lye *et al.*, 2005; Idaszkin *et al.*, 2013).

Therefore, further studies should examine the correlation between carapace asymmetry and environmental descriptors, and evaluate the predator pressure in terms of escape in crabs (see Tobo *et al.*, 2012). Although such investigations may present some difficulties, they are worthwhile because they may reveal unknown mechanisms of predator–prey interactions, and additionally they may contribute to understand the asymmetry origin, evolution and functionality, and to evaluate the possible different asymmetric trajectories in marine and freshwater crabs.

References

- Băncilă, R., van Gelder I., Rotteveel E., Loman J., Arntzen J.W. (2010). Fluctuating asymmetry is a function of population isolation in island lizards. *Journal of Zoology* 282, 266–275.
- Bentley M.G., Clare A.S., Scott C.L., Ladle J.L. (2002). Multi-level analyses of endocrine disruption in shore crabs from estuarine and coastal environments. *Comparative Biochemistry and Physiology A* 132, S1–S12.
- Bookstein F.L. (1982). Foundations of morphometrics. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 13, 451–470.
- Brian, J.V. (2005). Inter-population variability in the reproductive morphology of the shore crab (*Carcinus maenas*): evidence of endocrine disruption in a marine crustacean? *Marine Pollution Bulletin* 50, 410–416.
- Crespi B.J., Vanderkist B.A. (1997). Fluctuating asymmetry in vestigial and functional traits of a haplodiploid insect. *Heredity* 79, 624–630.
- Daniels S.R. (2001). Allometric growth, handedness, and morphological variation in *Potamonautes warreni* (Calman, 1918) (Decapoda, Brachyura, Potamonautidae) with a redescription of the species. *Crustaceana* 74, 237–253.
- Duarte M.S., Maia-Lima F.A., Molina W.F. (2008). Interpopulational morphological analyses and fluctuating asymmetry in the brackish crab *Cardisoma guanhumi* Latreille (Decapoda, Gecarcinidae), on the Brazilian Northeast coastline. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3, 294–303.
- Gabbanini F., Gherardi F., Vannini M. (1995). Force and dominance in the agonistic behavior of the freshwater crab *Potamon fluviatile*. *Aggressive Behavior* 21, 451–462.
- Gherardi F., Micheli F. (1989). Relative growth and population structure of the freshwater crab, *Potamon potamios palestinesis*, in the Dead Sea area (Israel). *Israel Journal of Zoology* 36, 133–145.
- Gherardi F., Tarducci F., Vannini M. (1988). Locomotor activity in the freshwater crab *Potamon fluviatile*: the analysis of temporal patterns by radio-telemetry. *Ethology* 77, 300–316.
- Hartnoll R.G. (1978). The determination of relative growth in Crustacea. *Crustaceana* 34, 281–293.
- Hartnoll R.G. (1982). Growth. In: *The biology of Crustacea*, (Abele L.G., ed.), London: Academic Press pp. 111–196.
- Idaszkin Y.L., Márquez F., Nocera A.C. (2013). Habitat-specific shape variation in the carapace of the crab *Cyrtograpsus angulatus*. *Journal of Zoology* 290, 117–126.
- Juanes F., Lee K.T., McKnight A., Kellogg K. (2008). Claw allometry in green crabs, *Carcinus maenas*: heterochely, handedness, and sex. *Marine Biology* 153, 523–528.

- Klingenberg C.P. (2008). Morphological Integration and Developmental Modularity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39, 115–132.
- Klingenberg C.P. (2011). MorphoJ: an integrated software package for geometric morphometrics. *Molecular Ecology Resources* 11, 353–357.
- Klingenberg C.P. (2013). Cranial integration and modularity: insights into evolution and development from morphometric data. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 24, 43–58.
- Klingenberg C.P., Barluenga M., Meyer A. (2002). Shape analysis of symmetric structures: quantifying variation among individuals and asymmetry. *Evolution* 56, 1909–1920.
- Li M.H. (2001). Shell disease and fluctuating asymmetry in shore crabs near a landfill site at the coastal area of Keelung in Taiwan. *Fresenius Environmental Bulletin* 10, 576–580.
- Liu H., Li C. (2000). Reproduction in the freshwater crab *Candidiopotamon rathbunae* (Brachyura: Potamidae) in Taiwan. *Journal of Crustacean Biology* 20, 88–99.
- Lye C.M., Bentley M.G., Clare A.S., Sefton E.M. (2005). Endocrine disruption in the shore crab *Carcinus maenas* - a biomarker for benthic marine invertebrates? *Marine Ecology Progress Series* 288, 221–232.
- Micheli, F., Gherardi, F., Vannini, M., 1990. Growth and reproduction in the freshwater crab, *Potamon fluviatile* (Decapoda, Brachyura). *Freshw. Biol.* 23, 491–503.
- Petavy G., David J.R., Debat V., Pertoldi C., Moreteau B. (2006). Phenotypic and genetic variability of sternopleural bristle number in *Drosophila melanogaster* under thermal stress: developmental instability and antisymmetry. *Evolutionary Ecology Research* 8, 149–167.
- Pravosudov V.V., Kitaysky A.S. (2006). Effects of nutritional restrictions during post-hatching development on adrenocortical function in western scrub-jays (*Aphelocoma californica*). *General and Comparative Endocrinology* 145, 25–31.
- Raubenheimer C.D. (1986). Aspects of the biology of the freshwater crab, *Potamonautes sidneyi*, with particular reference to general seasonality and female aggression. Master of Science Thesis, University of Natal, Durban, South Africa. 222 pp.
- Rohlf F.J. (2010). TpsDig, version 2.16. Department of Ecology and Evolution. State University New York at Stony Brook, New York.
- Savriama Y., Klingenberg C.P. (2011). Beyond bilateral symmetry: geometric morphometric methods for any type of symmetry. *BMC Evolutionary Biology* 11, 280.
- Scalici M., Goretti E., Dörr A.J.M., D'Allestro V. (2013). Morphometric homogeneity and allometric growth of *Potamon fluviatile* in Italy. *Crustaceana* 86, 1291–1296.
- Schenk S.C., Wainwright P.C. (2001). Dimorphism and the functional basis of claw strength in six brachyuran crabs. *Journal of Zoology* 255, 105–119.
- Spani F., Scalici M. (2016). Allometric sexual dimorphism in the river crab *Potamon fluviatile* (Herbst, 1785). *Journal of Crustacean Biology* 36, 274–278.
- Stein R.A. (1976). Sexual dimorphism in crayfish chelae: functional significance linked to reproductive activities. *Canadian Journal of Zoology* 54, 220–227.
- Tobo S., Takeuchi Y., Hori M. (2012). Morphological asymmetry and behavioral laterality in the crayfish, *Procambarus clarkii*. *Ecological Research* 27, 53–59.
- Van Dongen S., Lens L., Molenberghs G. (1999). Mixture analysis of asymmetry: modeling directional asymmetry, antisymmetry and heterogeneity in fluctuating asymmetry. *Ecology Letters* 2, 387–396.
- Van Valen L. (1962). A study of fluctuating asymmetry. *Evolution* 16, 125–142.
- Vannini M., Gherardi F., Pirillo M. (1983). Aggressive communication in *Potamon fluviatile*: role of size, color and other visual cues. *Crustaceana* 45, 203–209.

STUDIO FITOSOCIOLOGICO SU FRUIBILITÀ SOSTENIBILE E MANUTENZIONE DEI CORSI D'ACQUA

FITOSOCIOLOGICAL STUDY ON SUSTAINABLE FRUITABILITY AND MAINTENANCE OF WATER COURSES

PIERA LISA DI FELICE^{1,2}, GIANFRANCO PIRONE³, FRANCESCO CORBETTA³, FRANCO RECCHIA⁴,
ANTONIO DI SABATINO³

1. *Riserva Naturale Regionale "Sorgenti del Pescara". Corresponding author: pierlisa@tin.it*
2. *Organizzazione Regionale Pro Natura Abruzzo*
3. *Università degli Studi dell'Aquila, Dipartimento di Scienze Ambientali, Corso di Laurea in Scienze Biologiche*
4. *Regione Abruzzo, Settore Agricoltura, Servizio Gestione Faunistica*

Parole chiave: vegetazione acquatica, dragaggio del fiume, sostenibilità.

Keywords: aquatic vegetation, dredgin river, sustainability.

Riassunto

Nel presente lavoro è stata analizzata la vegetazione acquatica di un tratto del fiume Pescara un anno prima di un intervento di dragaggio e nei tre anni successivi, al fine di verificare la capacità di recupero delle fitocenosi acquatiche dopo tale intervento.

Abstract

In this paper we have analyzed the aquatic vegetation of a stretch of the Pescara River a year before dredging and in the following three years in order to verify the recovery capacity of aquatic phytocoenosis after this operation.

Introduzione

Il presente studio è stato condotto nell'ambito dell'elaborazione della tesi di laurea "La popolazione autoctona dell'Aterno-Pescara appartenente al complesso *Salmo trutta* ed attribuibile al taxon *Macrostigma* Dumeril: aspetti ecologici e gestionali", discussa nell'anno accademico 2006 presso la facoltà di biologia dell'Università degli Studi dell'Aquila.

Il sito oggetto di studio si trova nel tenimento del Comune di Popoli: nello specifico si tratta del fiume Pescara dal Ponte denominato "Zugaro" alla confluenza con il fiume Giardino.

Il tratto è lungo circa 550 metri. L'alveo è largo circa 29 metri ed il fondo è formato da ghiaia, ciottoli e limo. Il sito in questione è stato interessato da un intervento di dragaggio nell'ottobre del 2002. Sono stati effettuati rilievi fitosociologici nel mese di agosto del 2002 e nei tre anni successivi al dragaggio, al fine di esaminare la capacità di recupero dell'ambiente dopo un intervento di tal fatta.

Materiali e metodi

Per lo studio della vegetazione è stato utilizzato il metodo fitosociologico della scuola sigmatista di Zurigo-Montpellier (Braun-Blanquet 1932,1964). Il metodo prevede una fase analitica ed una fase sintetica. La prima consiste nella raccolta dei dati in campo, tramite un campionamento delle fitocenosi. La fase sintetica consiste nell'elaborazione di tabelle fitosociologiche che, a partire dai rilevamenti, porta all'elaborazione di un modello, chiamato "associazione vegetale": in tali tabelle vengono riportate tutte le specie rilevate con relative

abbondanze espresse secondo i valori della scala di Braun Blanquet modificata da Pignatti (1953).

Nel presente lavoro di ricerca lo studio delle macrofite è stato effettuato prelevando le piante direttamente nell'alveo, laddove l'altezza dell'acqua lo consentiva: nei punti in cui la profondità del fiume non permetteva un'osservazione diretta è stato utilizzato un rastrello dotato di braccio telescopico e di un'ancoretta legata ad una corda. Nello specifico tali rilievi sono stati effettuati in transeiti scelti, rappresentativi del tratto di studio, nel mese di agosto del 2002 e nel mese di agosto dei tre anni successivi al dragaggio.

Risultati e discussione



Figura 1. Anno 2002. Fiume Pescara

Figura 1: un anno prima del
dragaggio



Figura 2. Anno 2003. Fiume

Pescara
un anno dopo il dragaggio



Figura 3. Anno 2004. Fiume Pescara
2 anni dopo il dragaggio

Nel 2002 il fiume Pescara, nel tratto in oggetto, presentava un mosaico di microambienti, che costituivano altrettanti habitat per una grande varietà di cenosi vegetali alquanto diversificate e ben strutturate.

A ridosso della sponda destra, nell'alveo del fiume, c'era un consistente accumulo di terra, colonizzato dalle associazioni *Sparganietum erecti* e *Typhetum latifoliae*. Questi popolamenti, tuttavia, nella fascia più vicina all'acqua lasciavano il posto alle cenosi afferenti alla classe *Glycerio-Nasturtietea officinalis*: l'aggruppamento a *Berula erecta* e l'associazione *Apietum nodiflori*. Le idrofite erano presenti con numerosi popolamenti, costituiti da specie tipiche delle acque fresche e ben ossigenate: *Callitriche stagnalis*, *Berula erecta* fo. *submersa*, *Ranunculus tricophyllus*, *Apietum nodiflorum*.

In tale ambito si riscontravano le associazioni *Callitrichetum stagnalis* e *Ranunculo-Sietum erecto-submersi*. Era altresì presente l'associazione *Potametum pectinati*, che costituiva rigogliosi popolamenti monospecifici soprattutto sul lato destro. Questo tratto è, infatti, ancora poco distante dalla confluenza e le acque del Pescara e dell'Aterno, ciascuna con le proprie caratteristiche chimico-fisiche, qui non si sono ancora

mescolate del tutto: pertanto il filone di corrente corrispondente alle acque dell'Aterno è colonizzato da un popolamento vegetale poco articolato.

Lo studio effettuato nel 2003, un anno dopo il dragaggio, ha evidenziato una notevole banalizzazione delle cenosi vegetali. L'accumulo di terra a ridosso della sponda destra si presentava ora molto più ridotto ed era notevolmente impoverito per quanto attiene alle specie vegetali. Gli *Sparganieti* ed i *Tifeti* avevano lasciato il posto all'aggruppamento a *Polygonum lapathifolium*: qui insieme alla specie dominante *Polygonum lapathifolium* si rinvenivano *Bidens tripartita*, *Eupatorium cannabinum*, *Artemisia verlotorum*, *Urtica dioica*. In quest'ambito era presente solo qualche sporadico esemplare di *Berula erecta*.

Anche il popolamento delle idrofite presentava una biodiversità minore: si rinvenivano infatti solo sporadici esemplari di *Potamogeton pectinatus*.

Nel 2004, due anni dopo l'intervento di dragaggio, il popolamento vegetale faticosamente si è arricchito di nuove cenosi. L'accumulo di terra, più ampio rispetto all'anno precedente, era ancora colonizzato da un folto aggruppamento a *Polygonum lapathifolium*: tuttavia, nella fascia più vicina all'acqua iniziavano a comparire alcune cenosi afferenti all'aggruppamento a *Berula erecta* ed all'associazione *Apietum nodiflori*.

Le idrofite non erano più rappresentate solo da *Potamogeton pectinatus*, ma anche dall'associazione *Ranuncolo - Sietum erecto - submersi*.

Lo studio condotto nel 2005, tre anni dopo l'opera di dragaggio, ha evidenziato un notevole recupero delle cenosi vegetali. Sull'accumulo di terra a ridosso della sponda sinistra ora, oltre a *Polygonum lapathifolium* ed a *Berula erecta*, sono ricomparsi anche alcuni popolamenti afferenti alle associazioni *Typhetum latifoliae* e *Sparganietum erecti*.

In acqua insieme alle cenosi *Ranuncolo - Sietum erecto - submersi* e *Potametum pectinati* si rinviene anche l'associazione *Callitrichetum stagnalis*.



Figura 4. Anno 2005. Fiume Pescara
 3 anni dopo il dragaggio

Transetti schematici della vegetazione relativi ai rilievi effettuati lungo il tratto.

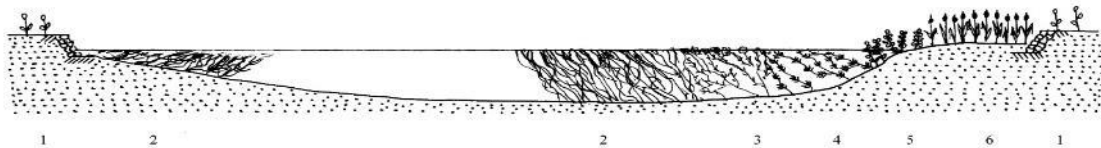


Figura 5. Transetto anno 2002. 1: Vegetazione nitrofila; 2: *Potametum pectinati*; 3: *Callitrichetum stagnalis*; 4: *Ranuncolo-Sietum erecto - submersi*; 5: Aggr. a *Berula erecta*; 6: *Typhetum latifoliae*

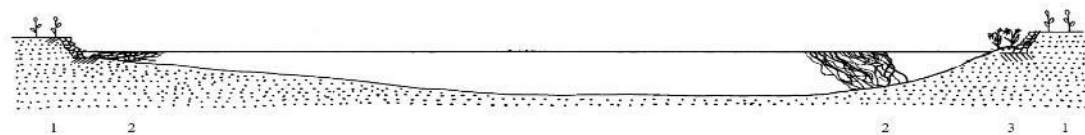


Figura 6. Transetto anno 2003. 1: Vegetazione nitrofila; 2: *Potametum pectinati*; 3: Aggr. a *Polygonum lapathifolium*

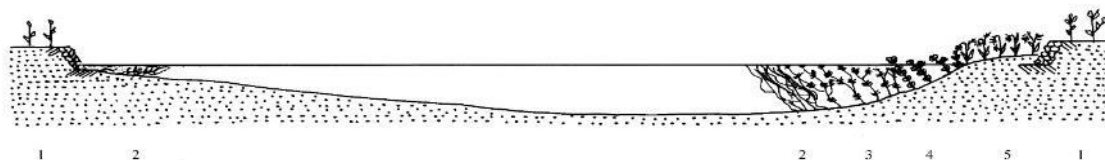


Figura 7. Transetto anno 2004. 1: Vegetazione nitrofila; 2: *Potametum pectinati*; 3: *Ranuncolo-Sietum erecto-submersi*; 4: Aggr a *Berula erecta*; 5 Aggr. a *Polygonum lapathifolium*

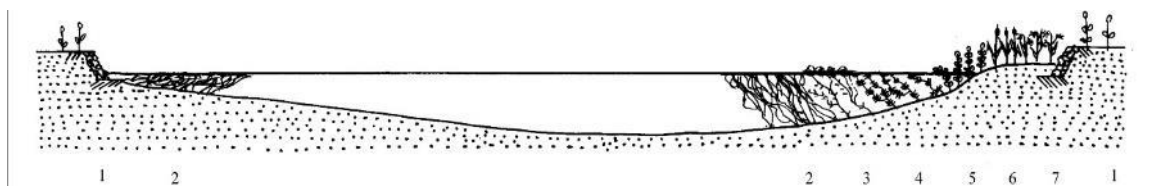


Figura 8. Transetto anno 2005. 1: Vegetazione nitrofila; 2: *Potametum pectinati*; 3: *Callitrichetum stagnalis*; 4: *Ranuncolo-Sietum erecto-submersi*; 5: Aggr a *Berula erecta*; 6: *Typhetum latifoliae*; 7: Aggr a *Polygonum lapathifolium*.

Conclusioni

Lo studio della vegetazione in questo tratto del Fiume Pescara, prima dell'opera di dragaggio e per gli anni successivi a tale intervento, ha evidenziato che per un adeguato recupero delle fitocenosi acquatiche nel tratto oggetto di studio sono necessari circa tre anni. Le piante acquatiche forniscono anche nutrimento alla fauna ittica, in maniera diretta o indiretta (in quanto substrato alimentare per il macrozoobenthos e, quindi, come primo anello della catena del detrito). Inoltre le fitocenosi acquatiche, pur essendo strettamente legate all'ambiente nel quale si sviluppano, contribuiscono in maniera notevole a determinare le condizioni di eterogeneità necessarie per un adeguato equilibrio dei fattori dinamici, fondamentali per gli ecosistemi acquatici.

Inoltre gli interventi di escavazione in alveo durante la realizzazione delle opere di regimazione, portano ad un aumento del trasporto solido dell'acqua con una riduzione in termini di diversità delle popolazioni di invertebrati presenti e con un allontanamento della fauna ittica presente. Dunque, riconoscendo alle idrofite il loro ruolo fondamentale di produttrici primarie e di tassello fondamentale del complesso ecosistema fiume, al fine di garantire il minor impatto possibile sull'ambiente e sulle comunità ittiche che lo colonizzano, allorché si prevedono delle opere di dragaggio, è importante dividere i siti di intervento in più lotti, distanziando il dragaggio in ciascun lotto di almeno tre anni.

Bibliografia

- Biondi E. (1996). Geobotanica, biodiversità e programmazione Ambientale. IAED-Quaderno 6: Atto del 1° Congresso-Volume I: Relazioni Perugia.
- Braun-Blanquet J. (1932). Plant sociology. Mc Graw-Hill Book Com, New York and London.
- Braun-Blanquet J. (1964). Pflanzensoziologie. Springer Verlag, Wien and New York.
- Capranica R. (1993). Vegetazione acquatica dell'alto e medio corso del fiume Aterno e di due sue affluenti nella Piana Aquilana, Tesi di laurea, Università di L'Aquila: 107 pp.
- Corbetta F., Abbate G., Frattaroli A.R., Pirone G. (1998). Vegetazione e specie da conservare S.O.S. Verde. Ed Agricole.
- Corbetta F., Cicolani B., Masoli Novelli R., Osella B.G., Tetè P., Burri E., Cantelmi A., Ciaschetti G., Del Gallo M., Di Francesco M., Di Giorgio M., Annarita F., Gargaglione A., Giustini M., Innocenzi R., Ottino P., Petitta M., Pirone G., Romano B., Rossi A. (1996). Monitoraggio ambientale del fiume Aterno: aspetti dell'assetto territoriale e prime linee di intervento. Comune di Vittorito (L'Aquila), Dipartimento di Scienze Ambientali Università dell'Aquila.
- Corbetta F., Pirone G. (1986). Lineamenti vegetazionali e aspetti botanici delle Gole di San Venanzio, tratto dallo Studio di fattibilità della Riserva Naturale delle Gole di San Venanzio e del fiume Aterno, inedito.
- Corbetta F., Pirone G. (1988). I fiumi d'Abruzzo: aspetti della vegetazione. Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana, 6/7: 95-98.
- Di Felice Gf. (1986). Il Fiume Aterno, tratto dallo Studio di fattibilità della Riserva Naturale delle Gole di San Venanzio e del Fiume Aterno, inedito.
- Di Felice Gf., Di Felice G. (1991). La Riserva naturale dell'Aterno: un'aspirazione tra molti timori, Provincia oggi, Luglio-Dicembre 1991: 15-17.
- Di Felice P.L., Pirone G., Corbetta F., Recchia F., Di Sabatino A. (2006). La popolazione autoctona dell'Aterno-Pescara appartenente al complesso *Salmo trutta* ed attribuibile al taxon *Macrostigma* Dumeril: aspetti ecologici e gestionali. Tesi di Laurea, Università degli Studi dell'Aquila, Facoltà di Scienze, MM. FF.NN., Corso di Laurea in Scienze Biologiche
- Giannangeli L. (senza data). La flora e le comunità vegetali acquatiche e ripariali come indicatori di qualità dell'ambiente fluviale. Borsa di studio biennale. Università degli Studi dell'Aquila – Regione Abruzzo: 98 pp.

- Pignatti S., (1982). Flora d'Italia. Ed Agricole, Bologna. Vol 1-3.
- Pirone G, Frattaroli A.R. (1998). Compendio sulla vegetazione delle zone dulciacquicole in Abruzzo. In: Le Nuove Sorgenti - risorse idriche e aree protette. Ente Autonomo Parco Nazionale d'Abruzzo: 37-62.
- Pirone G., (1981). Osservazioni preliminari sulla vegetazione legnosa ripariale del fiume Pescara (Abruzzo). Not. Fitosoc., 17: 45-54.
- Pirone G. (1983). La vegetazione del litorale Pescara (Abruzzo). Not. Fitosoc. 18: 37-62
- Pirone G. (1987). Il patrimonio vegetale della Provincia di Pescara. Amm. Prov di Pescara: 174 pp.
- Pirone G. (1991). Flora e vegetazione del fiume Saline (Abruzzo). Micologia e Vegetazione Mediterranea, 6 (1): 45-76
- Pirone G., Frattaroli A.R., Corbetta F. (1997). Vegetazione, cartografia vegetazionale e lineamenti floristici della Riserva Naturale "Sorgenti del Pescara" (Abruzzo, Italia). Comune di Popoli: 80 pp.

PROVE DI RIPRODUZIONE ARTIFICIALE ED ALLEVAMENTO DI *CHONDROSTOMA SOETTA* BONAPARTE, 1840 (ACTINOPTERYGII: CYPRINIDAE)

TESTS AT ARTIFICIAL REPRODUCTION AND BREEDING OF *CHONDROSTOMA SOETTA* BONAPARTE, 1840 (ACTINOPTERYGII: CYPRINIDAE)

GIOVANNI B. DELMASTRO¹, GIOVANNI A. C. BALMA¹, PAOLO LO CONTE²

1. Museo Civico di Storia Naturale di Carmagnola. Corresponding author: gbdelmastro@gmail.com
2. Città Metropolitana di Torino, Servizio Tutela Fauna e Flora

Parole chiave: Italia, savetta, conservazione, allevamento, ripopolamento.

Keywords: Italy, Italian nase, conservation, fish hatchery, restocking.

Riassunto

La savetta *Chondrostoma soetta* Bonaparte, 1840 è una delle due specie del genere *Chondrostoma* native ed endemiche delle acque dolci italiane; si tratta di un taxon che ha subito una drastica riduzione di areale e viene considerato in pericolo d'estinzione. Alcune prove di fecondazione artificiale ed allevamento della savetta, tra le prime tentate su questo taxon, sono state da noi condotte in quattro annate consecutive, dalla primavera 2012 a quella 2015, utilizzando esemplari adulti in fase riproduttiva di *C. soetta* prelevati direttamente in natura. Alla temperatura di 15 C° la schiusa larvale avviene tra l'ottavo ed il nono giorno dopo la fecondazione e l'embrione libero o prelarva misura da 5 a 6 mm di lunghezza totale; il completo riassorbimento del sacco vitellino viene raggiunto intorno alle 150 ore dalla nascita (circa 6 giorni), quando la larva propriamente detta raggiunge una misura di 8-9 mm. Lo svezzamento degli esemplari è stato realizzato con l'offerta di alghe vive (prevalentemente Chlorophyta) per circa un mese; la fase di alimentazione successiva è proseguita con la graduale somministrazione di mangime pellettato estruso per pesci preventivamente frantumato. In poco meno di 7 mesi di alimentazione artificiale gli esemplari hanno raggiunto una taglia media di 40 mm (lunghezza totale). Al di là dell'aspetto puramente conoscitivo la nostra esperienza sulla riproduzione artificiale della savetta può anche assumere degli interessanti risvolti di carattere conservazionistico in progetti di salvaguardia della specie, in particolare nel caso in cui siano previste fasi di reintroduzione con l'utilizzo di avannotti.

Abstract

The Italian nase *Chondrostoma soetta* Bonaparte, 1840 is one of the two native and endemic of the Italian freshwater species of the genus *Chondrostoma*; this taxon showed a marked reduction of the original distribution and it is usually considered to be in risk of extinction. Some attempts of the Italian nase artificial reproduction and breeding were carried out consecutively for 4 years long, from spring 2012 to 2015; for this purpose we used adult *C. soetta* specimens, collected from the wild in the breeding period. At 15 C° degree egg hatching happens around the eighth and the ninth day after fertilization and embryos are 5-6 mm long. Complete absorption of yolk sac happens after 150 hours from hatching (about 6 days), when the free-embryos are 8-9 mm long. The specimens weaning has been completed in a month with living algae (Chlorophyta predominantly); subsequent artificial diet with gradual administration

of complete extruded fish food (pellet), conveniently pulverized. In about 7 months of artificial feeding, specimens reach an average size of 40 mm. Our attempts of artificial reproduction of this endangered cyprinid fish species can also represent practical application in the species conservation, particularly in the reintroduction projects, planned with restocking of young specimens.

Introduzione

La savetta *Chondrostoma soetta* Bonaparte, 1840 è una delle due specie del genere *Chondrostoma* native ed endemiche delle acque dolci italiane (Gandolfi *et al.*, 1991); una terza, *C. nasus*, non autoctona della Penisola, è stata ripetutamente segnalata in Friuli-Venezia Giulia (Paradisi, 2003; Pizzul, 2007; Pizzul *et al.*, 1994 e 1996; Specchi & Pizzul, 1996). La savetta è una specie che, con rare e circoscritte eccezioni, ha subito una progressiva e generalizzata contrazione in tutto il Nord Italia, in particolare nei maggiori corsi d'acqua planiziali. La possibilità di poter disporre di conoscenze mirate sulla biologia riproduttiva della savetta ed esperienze pregresse sulla sua riproduzione artificiale potrebbero costituire un aspetto importante della sua salvaguardia, in particolare in futuri progetti di reintroduzione di questo endemismo italico. Anche in riferimento a queste applicazioni di carattere pratico riteniamo di un certo interesse presentare le modalità ed i primi risultati di alcuni nostri tentativi di riprodurre *C. soetta* con fecondazione artificiale.

Materiali e metodi

Le prove di fecondazione artificiale ed allevamento qui riassunte sono state effettuate in quattro stagioni riproduttive consecutive, dalla primavera 2012 a quella 2015.

Non avendo a disposizione riproduttori di savetta tenuti in cattività o semi-cattività, abbiamo dovuto reperire soggetti adulti sessualmente maturi in natura. A tale scopo sono state determinanti le osservazioni da noi effettuate in anni precedenti su vari aspetti della biologia riproduttiva delle rigogliose popolazioni presenti nei laghi di cava della fascia fluviale del Po a monte di Torino (Delmastro & Balma, 2010); sulla base di questi dati inediti abbiamo concentrato le ricerche dei riproduttori in un periodo il più possibile ristretto e corrispondente al massimo picco riproduttivo del ciprinide in questi ambienti lentic, per lo più corrispondente all'ultima decade di aprile. Per la temporanea cattura dei riproduttori abbiamo usato reti da posta del tipo "barracuda" con maglie di 40 mm di lato. Le savette così raccolte sono state trasportate vive nell'incubatoio ittico di Cascina Vigna a Carmagnola, a circa 3 km di distanza dal luogo di pesca.

Risultati

RIPRODUZIONE ARTIFICIALE

Presso l'incubatoio ittico provinciale appena citato è stata fatta una prima selezione con lo scopo di individuare i soggetti più adatti, soprattutto in riferimento agli esemplari di sesso femminile, che avessero le gonadi al migliore stadio di maturazione; per gli esemplari di sesso maschile, invece, il lavoro di cernita è risultato molto semplificato dal momento che tutti i soggetti trattenuti, caratterizzati da una diffusa presenza di tubercoli nuziali sul corpo, mostravano una produzione spermatica più o meno abbondante, risultando quindi idonei al nostro fine. La fase successiva è proseguita con la spremitura e successiva fecondazione mediante impiego di soluzione salina (15g/l di urea + 7 g/l di sale in un litro di acqua distillata) in quantità pari a 50 cc di soluzione per ogni litro di uova.

Dopo circa cinque minuti dall'unione dei gameti, facilitata con il rimescolamento delle uova adoperando la classica penna di uccello, le uova sono state riposte dentro alle campane di Zug (in vetro) presenti presso la struttura e rifornite con acqua continua proveniente da un pozzo e avente una temperatura media di circa 15 °C.

Le uova mature, di forma sferica, misurano un diametro di 2 mm; al termine dell'incubazione raggiungono 2.5-2.8 mm e risultano particolarmente adesive per l'intero periodo. Alla temperatura di 15 C° la schiusa larvale avviene tra l'ottavo ed il nono giorno dopo la fecondazione. La percentuale di nascite rispetto al numero di uova spremute si attesta intorno al 70%.

Al momento della nascita l'embrione libero o prelarva misura da 5 a 6 mm di lunghezza; in questa prima fase si adagia su di un fianco e rimane immobile sul fondo. Ad iniziare dal quarto giorno dalla nascita i neonati incominciano a nuotare con vigore ed il completo riassorbimento del sacco vitellino viene raggiunto intorno alle 150 ore dalla nascita (circa 6 giorni), quando la larva propriamente detta raggiunge una misura di 8-9 mm di lunghezza totale.

ALLEVAMENTO

Lo svezzamento ed allevamento degli esemplari è stato completato in una grande vasca in acciaio (75 cm di altezza x 100 cm x 250 cm) all'interno dell'incubatoio. In considerazione delle caratteristiche trofiche di questo ciprinide si è pensato di iniziare l'alimentazione esogena con la sola somministrazione (2 volte al giorno) di alghe vive: queste sono state raccolte di volta in volta con un secchio, più raramente con un sacchetto immanicato di tessuto in cotone a trama fine, da due vasche in cemento esterne all'edificio, avendo cura di agitare vigorosamente le acque prima di raccogliere questo plancton vegetale. Abbiamo sottoposto tale filtrato ad osservazioni più accurate che hanno rivelato questa composizione: sono risultate prevalenti le clorofite, rappresentate dai generi *Pediastrum*, *Scenedesmus* e *Selenastrum*, poi compaiono le cianofite con il genere *Phormidium* ed infine le diatomee riferibili ai generi *Ulnaria*, *Gomphonema* e *Nitzschia*.

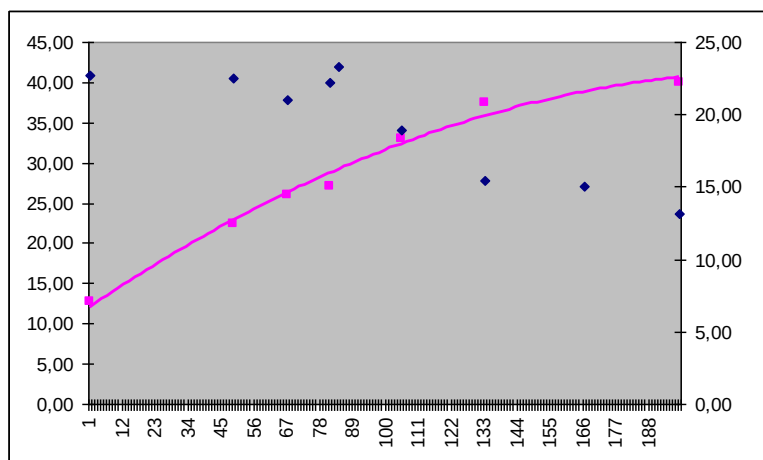


Figura 1. Accrescimento medio (linea) degli avannotti di savetta alimentati artificialmente. Sull'asse delle ascisse è riportato il periodo, espresso in giorni; sulle ordinate la lunghezza totale (LT), espressa in mm; i rombi rappresentano le temperature dell'acqua, in gradi C°, sulle ordinate di destra.

Nella prima annata di sperimentazione (2012) abbiamo inoltre raccolto delle alghe verdi filamentose (genere *Cladophora*) che sono state essiccate, finemente sbriciolate ed offerte ai pesciolini: anche in questo caso questi ultimi hanno mostrato di gradirle. Solo a partire dall'inizio della quarta settimana la dieta costituita da alghe è stata affiancata con la distribuzione (1 volta al dì) di mangime pellettato estruso per pesci preventivamente frantumato in polvere: si tratta del mangime denominato "Vita 3" prodotto e commercializzato dalla ditta Veronesi, A.I.A di Quinto Valpentena (VR). Dall'inizio della nona settimana è sostanzialmente cessata la somministrazione di cloroficee e la dieta è costituita dal solo mangime "Vita 3",

sempre dato in polvere e seguendo le istruzioni fornite dalla ditta produttrice, fino alla fine della nutrizione sperimentale, cessata al termine della 32° settimana dall'inizio dell'allevamento. Il grafico di Figura 1 mostra l'accrescimento medio (lunghezza totale, LT) degli esemplari nel periodo di alimentazione artificiale; al termine della stessa, dopo poco meno di sette mesi, viene raggiunta una lunghezza media di 40 mm (LT).

Discussione

Dal punto di vista tecnico generale la riproduzione artificiale di questa specie di ciprinide non presenta particolari difficoltà ed offre una percentuale piuttosto elevata di buona riuscita. Dobbiamo però mettere in evidenza una oggettiva difficoltà ad ottenere soggetti di sesso femminile in natura con uova ad un perfetto grado di maturazione e pronte da utilizzare nella fecondazione artificiale. Questa limitazione si è presentata in tutte le nostre campagne di raccolta dei riproduttori, anche in occasione di interventi concentrati nei luoghi e periodi ritenuti più favorevoli. In considerazione di questa possibile complicazione, soprattutto nel caso in cui si intendano ottenere elevate produzioni di novellame, ci sembra pressoché indispensabile ricorrere all'uso di appropriati ormoni.

Anche nella fase iniziale dell'alimentazione artificiale, dovendo nutrire una copiosa schiera di larve con alghe viventi, potrebbero insorgere delle difficoltà nel reperire un numero adeguato di queste ultime; tuttavia, come dimostra la nostra sperimentazione a base mangime secco, ricavato dalle clorofite del genere *Cladophora*, il problema può essere superato utilizzando prodotti in scaglie totalmente di origine vegetale e comunemente commercializzati.

Conclusioni

Si può ipotizzare che il declino della savetta sia iniziato a partire dai primi anni '80 del secolo scorso, quando, a proposito del fiume Po, *Chondrostoma soetta* veniva ancora considerata da Alessio & Gandolfi (1983) “una delle specie più frequenti tra quelle di media taglia”. Nella recente lista rossa dei vertebrati italiani compilata da Rondinini *et al.*, 2013 viene considerata in pericolo d'estinzione (EN), e con la stessa categoria di minaccia compare nel lavoro di Bianco & Ketmaier (2015). Visto il precario stato di conservazione di questo endemismo padano sarebbero auspicabili efficaci piani di salvaguardia della specie, che potrebbero anche comprendere progetti di reintroduzione della savetta con l'utilizzo di avannotti ed esemplari in fase giovanile. In quest'ottica la nostra esperienza sulla riproduzione artificiale di tale specie può costituire un punto di partenza di un certo interesse anche perché rappresenta, per quanto ne sappiamo, una delle prime esperienze in materia: ci risulta che una analoga prova, condotta con induzione ormonale con GnRHa e metoclopramide, fosse già stata effettuata nel recente passato sulle savette del fiume Ticino (Vasconi & Moretti, 2014), senza però pubblicarne alcun rapporto tecnico.

Ringraziamenti

La riproduzione sperimentale della savetta è una delle attività realizzate nell'ambito della fattiva collaborazione esistente da anni tra l'Associazione Pescatori Carmagnolesi, il locale Museo di Storia Naturale ed il Servizio Tutela della Fauna e della Flora della Città Metropolitana di Torino: esprimiamo la nostra gratitudine alle direzioni di questi tre enti, rispettivamente rappresentati da Oreste Cocco, Giovanni Boano e Claudio Baldi, Mario Lupo. Per il quotidiano lavoro nell'incubatoio ittico di Cascina Vigna e la massima disponibilità dimostrata vogliamo ricordare Emilio Borgna, Domenico Caratto, Gianni Rocco, Ezio Sala e Domenico Zaffarano. Le alghe da noi utilizzate nella fase iniziale della dieta della savetta sono state determinate da Elisa Falasco (Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università di Torino) e Daniela Spada (Settimo T.se). Siamo anche grati ad Alessio Perlino (Scalenghe) per la

correzione del riassunto in inglese ed ai due anonimi revisori che hanno migliorato la prima versione del lavoro.

Bibliografia

- Alessio G., Gandolfi G., 1983 – Censimento e distribuzione attuale delle specie ittiche nel bacino del fiume Po. CNR - Istituto di Ricerca sulle Acque. Roma, Quaderni 67: viii + 92 pp.
- Bianco P. G., Ketmaier V., 2015 – Nature and status of freshwater and estuarine fisheries in Italy and Western Balkans. In: “Freshwater Fisheries Ecology” Edited by J. F. Craig. Published 2015 by John Wiley & Sons, Ltd. (: 283-291).
- Delmastro G. B., Balma G. A. C., 2010 - La Savetta *Chondrostoma soetta* (Osteichthyes, Cyprinidae) nei laghi di cava della fascia fluviale del Po torinese. Studi Trent. Sci. Nat. **87**: 179-180.
- Gandolfi, G., Zerunian S., Torricelli P., Marconato A., 1991 - I Pesci delle acque interne italiane. Ministero dell'Ambiente, Unione Zoologica Italiana. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, Italy; pp. xvi + 617.
- Paradisi S., 2003 – Alieni nei nostri fiumi. Notiziario E.T.P., 5-6 (Dic. 2003): 20 - 22.
- Pizzul E., 2007 – Nuova segnalazione di *Chondrostoma nasus* nelle acque regionali. Pesca e Ambiente, 3 (Dic. 2007): 8 - 9.
- Pizzul E., Salpietro L., Specchi M., Valli G., 1994 – Osservazioni sulla biologia di *Chondrostoma nasus nasus* (L.) (Osteichthyes, Cyprinidae) nel bacino dell'Isonzo (Friuli-Venezia Giulia). Quaderni E.T.P., Udine, 23: 1–24.
- Pizzul E., Specchi M., Valli G., 1996 – Prime osservazioni su *Chondrostoma nasus nasus* (Osteichthyes, Cyprinidae) del Friuli-Venezia Giulia. 4° Convegno Nazionale A.I.I.A.D., Riva del Garda 12 – 13 dicembre 1991, Atti congressuali. Provincia Autonoma di Trento, Istituto Agrario di S. Michele all'Adige: 271–293.
- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C., 2013 - Lista Rossa IUCN dei Vertebrati italiani. Comitato italiano IUCN e Ministero Ambiente Tutela Territ. Mare, Roma : 54 pp.
- Specchi M., Pizzul E., 1996 – Zonazione ittica nel fiume Natisone (Friuli-Venezia Giulia, Italia Nord-Est). Atti del VI Convegno Nazionale A.I.I.A.D., Varese Ligure 6–7–8 Giugno 1996. Regione Liguria, Provincia della Spezia: 363–368.
- Vasconi M., Moretti V. M., 2014 – La riproduzione controllata delle specie ittiche di particolare pregio faunistico del Parco del Ticino, finalizzata a interventi di ripopolamento e reintroduzione. (: 99 – 103). In: Casale F., Sala D., Bellani A. (a cura di), 2014. Il patrimonio faunistico del Parco del Ticino negli anni 2000. Parco Lombardo della Valle del Ticino e Fondazione Lombardia per l'Ambiente. 236 pp.

PRESENZA DI *BARBATULA BARBATULA* (L., 1758) NEL TORRENTE ACQUANEGRA (VA, LOMBARDIA)

PRESENCE OF *BARBATULA BARBATULA* IN ACQUANEGRA STREAM (PROVINCE OF VARESE; LOMBARDY REGION)

CESARE M. PUZZI^{1,*}, DANIELE TAMBORINI², DANILO BARATELLI³

1. G.R.A.I.A. Srl – Gestione e Ricerca Ambientale Ittica Acque, via Repubblica 1, 21020 Varano Borghi (VA); * Corresponding author: Tel.: 0039 0332 961097 int. 201; E-mail: cesare.puzzi@graia.eu,
2. Università dell'Insubria, Dip.to di Scienze Teoriche e Applicate;
3. Regione Lombardia DG Agricoltura UTR Insubria.

Parole chiave: *Barbatula barbatula*, Cobite barbatello, Torrente Acquanegra, Balitoridae.

Keywords: *Barbatula barbatula*, Stone Loach, Acquanegra Stream, Balitoridae.

Riassunto

Una popolazione mai segnalata precedentemente di Cobite barbatello (*Barbatula barbatula*) è stata rinvenuta nel Torrente Acquanegra (affluente del Lago Maggiore; Lombardia). Tale ritrovamento potrebbe ridisegnare i confini dell'areale italiano della specie, finora limitati ai bacini del nord-est del Paese (Veneto, Friuli Venezia Giulia and Trentino Regions).

Abstract

A never reported population of Stone loach - *Barbatula barbatula* (Linnaeus, 1758) - was found in Acquanegra Stream, Lake Maggiore basin, Lombardy Region. The Italian range of the species was assumed to be the north-east part of the country (Veneto, Friuli Venezia Giulia and Trentino Regions).

Introduzione

In occasione del campionamento della fauna ittica del torrente Acquanegra (VA), svolto nell'ambito del "Progetto Acquanegra: ripristino del corridoio fluviale lago di Monate – Lago Maggiore" (bando di Fondazione Cariplo "Connessione Ecologica 2015"), è stata rinvenuta una popolazione di *Barbatula barbatula* (Linnaeus, 1758) mai segnalata precedentemente nel sito. Il cobite barbatello risulta comune in Europa, ma in Italia è considerato vulnerabile (VU) nella Lista rossa dei vertebrati italiani (Rondinini *et al.*, 2013) e ha areale limitato al Triveneto (IUCN, 2016). La segnalazione di questa specie nel torrente Acquanegra, emissario del lago di Monate ed immissario del lago Maggiore, rappresenta in Italia un'importante segnalazione effettuata al di fuori dell'areale originario.

Il cobite barbatello è diffuso nell'Europa continentale, nelle isole britanniche, nella zona meridionale di Svezia e Finlandia; In Italia è presente nel Triveneto (IUCN, 2016).

I caratteri morfologici utili alla determinazione del genere e della specie sono (Kottelat e Freyhof, 2007):

- Genere *Barbatula*: 15-16 raggi caudali
- Specie *Barbatula barbatula*:
 1. **H (altezza peduncolo caudale)/ L (Lunghezza pinna caudale) = 1,6-2;**
 2. inserzione della pinna pelvica sotto al 1°/2° raggio ramificato della pinna dorsale.

Il cobite barbatello frequenta torrenti e fiumi di media dimensione, canali sabbiosi e fascia litorale dei laghi, e si alimenta in prevalenza di macroinvertebrati bentonici (chironomidi, tricoteri, efemerotteri), detrito organico ed alghe.

La maturità sessuale è raggiunta al primo anno di vita; si riproduce per 1 o 2 stagioni. *Multispawner*: deposizione tra aprile e giugno, $T > 10^{\circ}\text{C}$.

La specie è minacciata nel proprio areale soprattutto dall'artificializzazione degli alvei, dalla frammentazione fluviale e dall'inquinamento da metalli pesanti (Kottelat e Freyhof, 2007).

B. barbatula è classificato LC (Least Concern; a minor preoccupazione) dall'Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN, 2016) e VU (Vulnerable) nella Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani (Rondinini *et al.*, 2013).



Figura 1. Due esemplari di cobite barbatello (*Barbatula barbatula*, in alto); areale della specie (in basso a sinistra); il torrente Acquanegra (in basso a destra).

Materiale e metodi

La comunità ittica del torrente Acquanegra è stata definita campionando mediante elettropesca 10 stazioni di monitoraggio di lunghezza pari a 80 m circa ciascuna. Dato che il torrente risulta guadabile, l'azione di campionamento è stata condotta camminando in alveo.

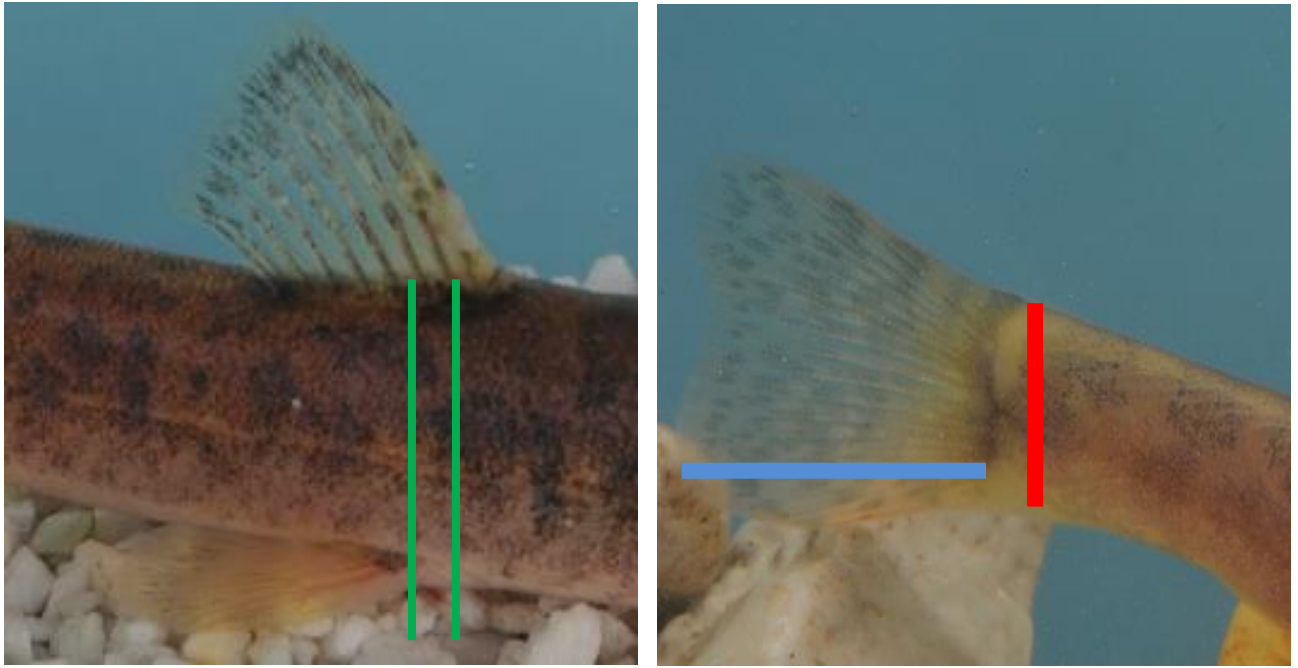


Figura 2. Caratteri morfologici per la diagnosi della specie.



Figura 3. Uno degli esemplari di cobite barbatello campionati.

Risultati

B. barbatula è stato rinvenuto in 7 delle 10 stazioni di campionamento disposte lungo l'asta fluviale del torrente Acquanegra e monitorate mediante elettropesca (Figura 4). La popolazione appare più numerosa nel tratto medio-basso del torrente, soprattutto in corrispondenza della Stazione 2 (Comune di Ispra, VA). Il tratto superiore scorre nell'abitato di Travedona Monate ed è del tutto canalizzato, non offrendo habitat ideali al cobite barbatello. A valle di tale tratto urbanizzato, il torrente presenta un buon grado di naturalità, che verrà ulteriormente implementata dalla deframmentazione delle discontinuità presenti (Progetto Acquanegra).



Figura 4. Distribuzione del cobite barbatello lungo l'asta fluviale del torrente Acquanegra.

La popolazione della specie nel torrente Acquanegra risulta strutturata, come evidente in Figura 5

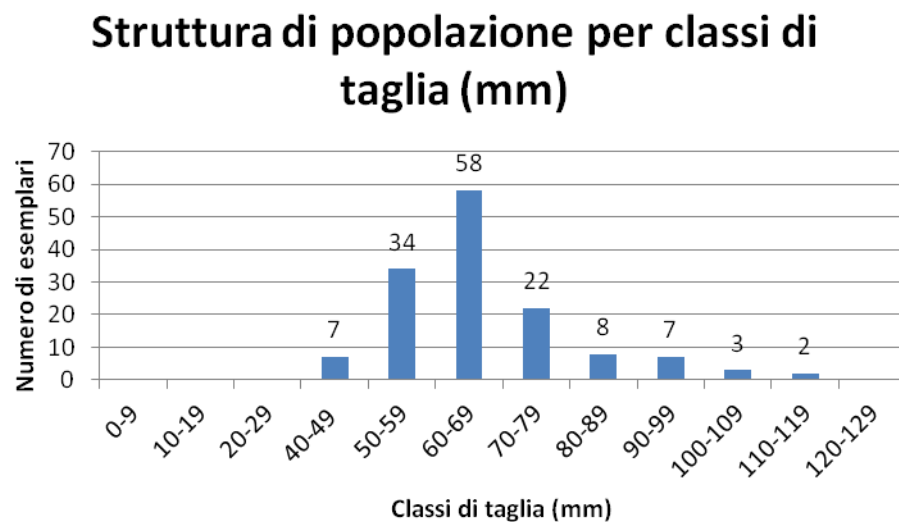


Figura 5. Struttura della popolazione di cobite barbatello nel torrente Acquanegra.

La comunità ittica del torrente è largamente rappresentata da ciprinidi reofili (vairone italiano, gobione italiano, cavedano, barbo comune) e da altre specie moderatamente o prevalentemente reofile (cobite barbatello, ghiozzo padano, cagnetta). La componente esotica è rappresentata essenzialmente da *Carassius sp.* e da altre specie limnofile (più occasionali) provenienti dai

corpi idrici a valle e a monte del torrente Acquanegra (i laghi Maggiore e Monate rispettivamente).

Tabella I. Comunità ittica del torrente Acquanegra; numero e specie degli esemplari catturati complessivamente nel campionamento. In azzurro le specie autoctone, in arancio quelle alloctone.

Nome comune	Nome scientifico	N
Vairone italico	<i>Telestes muticellus</i>	554
Gobione italiano	<i>Romanogobio benacensis</i>	517
Cobite barbatello	<i>Barbatula barbatula</i>	141
Cavedano	<i>Squalius squalus</i>	138
Ghiozzo padano	<i>Padogobius bonelli</i>	138
Carassius Sp.	<i>Carassius Sp.</i>	74
Cagnetta	<i>Salvia fluviatilis</i>	52
Barbo comune	<i>Barbus plebejus</i>	35
Persico reale	<i>Perca fluviatilis</i>	8
Persico sole	<i>Lepomis gibbosus</i>	8
Siluro	<i>Silurus glanis</i>	6
Gardon	<i>Rutilus rutilus</i>	4
Persico trota	<i>Micropterus salmoides</i>	4
Scazzone	<i>Cottus gobio</i>	4
Bottatrice	<i>Lota lota</i>	1
Carpa	<i>Cyprinus carpio</i>	1
Luccio	<i>Esox Sp.</i>	1
Pesce gatto	<i>Ameiurus melas</i>	1
Salmo Sp.	<i>Salmo Sp.</i>	1
Totale complessivo		1688

Ringraziamenti

Il monitoraggio ittico è stato condotto nell'ambito del "Progetto Acquanegra: ripristino del corridoio fluviale lago di Monate – lago Maggiore" (bando di Fondazione Cariplo "Connessione Ecologica 2015"). L'elaborato è stato redatto grazie al conferimento di una borsa di studio da parte dell'Università degli Studi dell'Insubria.

Bibliografia

- IUCN (2016). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016 2<www.iucnredlist.org>. Downloaded on 05 September 2016.
- Kottelat M., Freyhof J. (2007). Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat.
- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C. (2013). Lista rossa IUCN dei vertebrati italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, 56.

ESAME DELLA FAUNA ITTICA DEL SIC IT7110097 “FIUMI GIARDINO, SAGITTARIO, ATERNO, SORGENTI DEL PESCARA”

EXAMINATION OF FISH FAUNA OF SIC IT7110097 “FIUMI GIARDINO, SAGITTARIO, ATERNO, SORGENTI DEL PESCARA”

PIERA LISA DI FELICE^{1,2} LUCIANO DI TIZIO^{3,4}, ENRICO MARCONATO⁵

4. *Riserva Naturale Regionale “Sorgenti del Pescara”*, Corresponding author: pierlisa@tin.it;
5. *Organizzazione Regionale Pro Natura Abruzzo*;
6. *WWF Abruzzo*
7. *Associazione Acquariofili Abruzzese*
8. *Aquaprogramsrl - Vicenza*.

Parole chiave: pesci d’acqua dolce, presenza/assenza, autoctono, alloctono.

Keywords: freshwater fish, presence/absence, autochthonous, allochthonous.

Riassunto

Nel presente lavoro, mettendo a confronto alcuni studi che si sono succeduti dal 2000 a oggi nel SIC IT7110097 “Fiumi Gardino-Sagittario-Aterno-Sorgenti del Pescara”, si presenta una analisi complessiva dell’ittiofauna presente nel sito con alcune considerazioni sulle specie e sul loro status di autoctonia.

Abstract

This paper presents, through the comparison with other studies that have been carried out between the year 2000 and the present time in the SIC IT7110097 “Fiumi Gardino-Sagittario-Aterno-Sorgenti del Pescara”, an overall analysis of local fish fauna, in connection with some considerations about the species and their status of autochthonicity.

Introduzione

Grazie al Piano di Sviluppo Rurale, PSR 2007-2013, misura 3.2.3 “Tutela e riqualificazione del patrimonio rurale” (Intervento A1, sottointervento A1.b) sono stati recentemente elaborati in Abruzzo i Piani di Gestione dei siti Natura 2000 presenti nel territorio, attualmente in attesa della definitiva approvazione da parte del Consiglio regionale. In questo ambito sono stati redatti anche piani di gestione della fauna ittica. Il presente lavoro è in relazione al Piano di gestione del SIC IT7110097 “Fiumi Gardino-Sagittario-Aterno-Sorgenti del Pescara” (Di Felice e Marconato, 2015) confrontato con i risultati di precedenti studi che si sono succeduti negli anni nel medesimo SIC e sulle precedenti e successive osservazioni personali degli autori.

Materiali e metodi

Sono stati effettuati campionamenti quantitativi e qualitativi con l’impiego di elettrostorditore (150-380 V; 0.5-7 A) e di reti, in tutto il principale reticolo idrografico del SIC, in alcuni corsi d’acqua secondari e nel bacino delle Sorgenti del Pescara così come evidenziato nella figura 1 (punti di campionamento). I dati qualitativi di tali rilievi sono stati confrontati con i risultati precedentemente raccolti nell’ambito di: i) studio inedito (Bianco et al., senza data) commissionato da WWF e Comune di Popoli, non datato, ma nel quale si fa riferimento a campionamenti conclusi nell’anno 2000; ii) carta Ittica della Provincia di Pescara, AA.VV (2007); iii) studio inedito, commissionato dal Comune di Popoli per il piano di gestione del medesimo SIC (Ruggieri, 2008).



Figura 1. Punti di campionamento

Non è stato invece possibile proporre comparazioni quantitative per la mancata corrispondenza tra i punti di campionamento nello studio più recente e in quelli precedenti.

È stato inoltre stilato un elenco delle specie autoctone (compresi due endemismi), para-autoctone ed alloctone presenti nel sito.

La nomenclatura scientifica dei pesci è stata aggiornata alla Checklist AIIAD versione 1.1 del 21-12-2015 (AIIAD, 2015), pur nella consapevolezza che si tratta di un elenco in corso di ulteriore definizione.

Risultati e discussione

Sono state complessivamente censite 16 specie (così come riepilogato nella Tabella I), solo 4 delle quali costantemente segnalate: *Lampetra planeri* e *Gasterosteus aculeatus* (la cui presenza nell'Abruzzo Adriatico è ad oggi accertata esclusivamente nel bacino idrico del Pescara), *Rutilus rubilio* e l'alloctono *Carassius auratus*. Il numero complessivo delle specie individuate è di 14 nello studio del 2000, 13 nella carta ittica del 2007, 11 nello studio del 2008 e infine 9 in quello del 2015. La apparente diminuzione va tuttavia esaminata in dettaglio con le considerazioni qui di seguito riportate.

- a) Le segnalazioni di Barbo comune accanto al Barbo tiberino possono essere spiegate con le difficoltà di classificazione a livello morfologico delle due specie e con il fatto che i rilievi sul campo secondo i quali le due specie apparentemente convivono nel SIC sono precedenti a uno studio (Rossi et al., 2013) nel quale si conferma che *Barbus plebejus* è presente nei bacini a nord di quello del Vomano (compreso il bacino del Vomano stesso) mentre più a sud è diffuso esclusivamente *Barbus tyberinus*. Se il barbo comune fosse realmente confermato nel SIC andrebbe considerato come specie alloctona per il sito.

- b) Su *Salmo trutta* e su *Salmo ghigii* (Gruppo di lavoro salmonidi AIIAD, 2015) permangono tuttora incertezze in campo scientifico che possono determinare confusione e divergenze di opinione.
- c) Alcune delle specie segnalate, probabilmente immesse per fini alieutici, vanno considerate occasionali per il sito, come si evince anche dal numero esiguo di individui segnalati nei vari studi: *Anguilla anguilla*, *Perca fluviatilis*, *Oncorhynchus mykiss* e *Ameiurus melas*.

Tabella I. Riepilogo generale delle specie censite dallo studio del 2000, dalla carta ittica (pubblicata nel 2007), dallo studio del 2008 e dal presente lavoro.

Famiglia	Specie	Nome comune	2000	Car. ittica	2008	Pres. lav.
Petromyzontidae	<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Lampreda di fiume	X	X	X	X
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Anguilla	X	X		
Cyprinidae	<i>Barbus plebejus</i> (Bonaparte, 1839)	Barbo comune		X	X	
Cyprinidae	<i>Barbus tyberinus</i> Bonaparte, 1839	Barbo tiberino	X	X		X
Cyprinidae	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Carassio dorato	X	X	X	X
Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Carpa	X	X	X	
Cyprinidae	<i>Rutilus rubilio</i> (Bonaparte, 1837)	Rovella	X	X	X	X
Cyprinidae	<i>Squalius squalus</i> (Bonaparte, 1837)	Cavedano italico	X	X		X
Cyprinidae	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Tinca	X	X		X
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus gymnotus</i> (Cuvier, 1829)	Spinarello	X	X	X	X
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Persico sole	X	X	X	
Percidae	<i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Persico reale	X		X	
Salmonidae	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Trota iridea	X		X	
Salmonidae	<i>Salmo ghigii</i> (Pomini, 1941),	Trota adriatica		X	X	X
Salmonidae	<i>Salmo trutta</i> (Linnaeus, 1758)	Trota fario	X	X		X
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Pesce gatto	X		X	

Il gambero di fiume *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) species complex non è stato reperito nel SIC nonostante un intenso sforzo di ricerca (sono state impiegate oltre 40 nasse). Ciò tuttavia non è sufficiente ad escluderne la presenza: una precedente ricerca, analogamente infruttuosa con l'uso di nasse, ha consentito infatti di rilevare una abbondante popolazione con una immersione condotta all'imbrunire nelle acque delle Sorgenti del Pescara (Di Tizio *et al.*, 2014).

Conclusioni

Tra le 16 specie censite 10 (63%) sono autoctone; tra queste 2 (12% delle specie complessivamente presenti; 20% di quelle autoctone) sono endemiche; una specie è para-autoctona (6%); 5 (31%) sono alloctone, come riepilogato nella Tabella II.

Tabella II. “Status” delle specie censite nel presente lavoro

Specie	Status della specie
<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Autoctona
<i>Anquilla anquilla</i> (Linnaeus, 1758)	Autoctona
<i>Barbus plebejus</i> Bonaparte, 1839	Autoctona
<i>Barbus tyberinus</i> Bonaparte, 1839	Autoctona ed endemica
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Alloctona
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Para-autoctona (in accordo con Genovesi, 2007)
<i>Rutilus rubilio</i> (Bonaparte, 1837)	Autoctona ed endemica
<i>Squalius squalus</i> (Bonaparte, 1837)	Autoctona
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Autoctona
<i>Gasterosteus gymnotus</i> Cuvier, 1829	Autoctona
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Alloctona
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Autoctona
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Alloctona
<i>Salmo ghigii</i> (Pomini, 1941)	Autoctona
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Alloctona
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Alloctona

Bibliografia

- AA.VV. (2007). Carta Ittica della Provincia di Pescara – Proposte di gestione. Cogecstre Edizioni, Penne.
- A.I.I.A.D. (2015). Checklist AIIAD versione 1.1 del 21-12-2015
- Bianco P.G., Marconato E., Ketmaier V. (senza data). Progetto di studio per il recupero della ittiofauna autoctona nella Riserva di Capo Pescara e zone limitrofe. WWF Italia e Comune di Popoli. Inedito.
- Di Felice P.L., Marconato E. (2015). Piano di gestione della Fauna Ittica del sito Natura 2000 “Fiumi Gardino, Sagittario, Aterno, Sorgenti del Pescara (cod. IT7110097). Comune di Popoli. Inedito.
- Di Tizio L., Ruggieri L., Biondi M. (2014). *Austropotamobius pallipes* nella Riserva Naturale Regionale “Sorgenti del Pescara” (Abruzzo, Centro Italia). Atti XIII Congresso Nazionale A.I.I.A.D., 12-13/XI/2010 - San Sepolcro (AR). *It.J.Fresh.Ichthyol.*, 1: 202-206
- Genovesi P., ed. (2007). Linee guida per la reintroduzione e il ripopolamento di specie faunistiche di interesse comunitario. *Quad. Cons. Nat.*, 27: 1–51
- Gruppo di lavoro salmonidi, 2014. I Salmonidi italiani: linee guida per la conservazione della biodiversità. Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci (A.I.I.A.D.): 73 “I salmonidi italiani: linee guida per la conservazione della biodiversità”
- Rossi G., Zuffi G., Gandolfi G., Marchi A., Rinaldi M., Valli M., Zaccanti F., Falconi R. (2013). Analisi della distribuzione delle specie del genere *Barbus* Cuvier, 1817 nei bacini idrografici della Regione Abruzzo.
- Ruggieri L. (2008). Piano di gestione del Sito di Importanza Comunitaria IT7110097 “Fiumi Gardino-Sagittario-Aterno-Sorgenti del Pescara” - Fauna ittica - Relazione Finale. Comune di Popoli, Inedito.

DISTRIBUTION OF WHITE-CLAWED CRAYFISH (*AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES* SPECIES COMPLEX) IN ABRUZZO (CENTRAL ITALY)

DISTRIBUZIONE DEL GAMBERO DI FIUME (*AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES* SPECIES COMPLEX) IN ABRUZZO (CENTRO ITALIA)

FEDERICA PICCOLI^{1,*}, GIOVANNA LANCIANI¹, ROBERTO CALABRESE¹, STEFANIA CAPORALE¹,
PIERLUIGI CENTORE², MONICA DI FRANCESCO³, GIUSEPPE DI RENZO¹, MARZIA MARRONE¹,
SILVANO PORFIRIO³, BIAGIO SALVATORE¹, MABEL SCOCCIA⁴, TOMMASO PAGLIANI¹,
GIANCARLO MOCA⁵

1. Environmental Science Center, Fondazione Mario Negri Sud, Via Nazionale 8/A, 66030 Santa Maria Imbaro (CH); *Corresponding author: fedepiccoli@gmail.com +39.3397715550
2. Regione Abruzzo, Via Leonardo da Vinci n. 1 - 67100 L'Aquila
3. Technical Service, Gran Sasso and Monti della Laga National Park, Via del Convento 1 - 67010 Assergi (AQ);
4. Technical adviser, Partner CRAINat Abruzzo Region, Via Principe di Piemonte, 1, 67048. Rocca di Mezzo (AQ);
5. Sector 7, Province of Chieti, Piazza Monsignor Venturi, n.4, 66100 Chieti.

Keywords: *Austropotamobius*, crayfish, Abruzzo, CPUE, LIFE.

Parole chiave: *Austropotamobius*, gambero di fiume, Abruzzo, CPUE, LIFE.

Abstract

The white-clawed crayfish is protected at European level (Habitat Directive 92/43/EC) due to the severe state of stress of its populations. In Abruzzo Region, two consequent European projects (LIFE03 NAT/IT/000137 and LIFE08 NAT/IT/000352 CRAINat) were carried out since 2003; the main goal of the two projects was the biological conservation of the relict populations of autochthonous white-clawed crayfish in Italian Natura2000 sites.

This work presents the results of the monitoring study carried out in Abruzzo from 2011 to 2013 under the CRAINat project. The abundance of populations was evaluated in n.27 sites by manual counting. The Catch Index for Unity Effort - CPUE was then calculated for each site. The data collected, compared with the 2003 monitoring results, confirm the presence of the species in Arno-Pescara, Sangro-Aventino, Tronto, Vomano and Tordino River Basins. From a general point of view, CPUE values did not change significantly in the three years, although the Rio Verde population has undergone a drastic decline due to the crayfish plague caused by an oomycete *Aphanomyces astaci* in July 2013. This pathology is one of the main threats to the survival of the species.

In conclusion, this work offers a distribution and abundance map of white-clawed crayfish in Abruzzo, useful to plan future management interventions and conservation actions.

Riassunto

Il gambero di fiume è una specie protetta a livello europeo (Direttiva Habitat 92/43/CE) per il grave stato di crisi in cui versano le sue popolazioni. In Abruzzo dal 2003 sono stati finanziati due conseguenti progetti europei (LIFE03 NAT/IT/000137 e LIFE08 NAT/IT/000352 CRAINat) che hanno avuto come specifico obiettivo il recupero delle popolazioni naturali di gambero di fiume.

In questo lavoro sono riportati i risultati dello studio di monitoraggio effettuato in Abruzzo dal 2011 al 2013 nell'ambito del progetto CRAINat. L'abbondanza delle popolazioni è stata valutata in n.27 siti attraverso conteggio manuale e successivo calcolo dell'indice *Catch per Unity Effort* – CPUE.

I dati raccolti, se confrontati con quanto emerso dal precedente monitoraggio del 2003, confermano la presenza della specie nei bacini fluviali dell'Aterno-Pescara, Sangro-Aventino, Tronto, Vomano e Tordino. In termini generali, il valore di CPUE non risulta variare significativamente nei tre anni. La sola popolazione del "Rio Verde" evidenzia un netto decremento nei tre anni di monitoraggio e questo è imputabile ad un evento di "peste del gambero" a conferma che questa patologia rappresenta una delle principali minacce per la sopravvivenza della specie.

Questo lavoro offre quindi una mappa di distribuzione e abbondanza della specie in Abruzzo, utile come prima base conoscitiva per pianificare futuri interventi gestionali e azioni di conservazione del gambero di fiume.

Introduction

A freshwater crayfish species commonly known as the white-clawed crayfish represents the most common native species in Italy (Aquiloni *et al.*, 2010). Its taxonomic status has not yet been clearly established and remains controversial. The white-clawed crayfish is usually considered to be a species complex composed of two species (*Austropotamobius pallipes sensu stricto* and *A. italicus* divided in four subspecies) according to the results of molecular studies (Fratini *et al.*, 2005; Pedraza-Lara *et al.*, 2010; Stefani *et al.*, 2011). However, this issue has not been unambiguously resolved, as one of the latest studies has cast doubt upon the separation of both lineages as independent species (Chiesa *et al.*, 2011; Kozak *et al.*, 2015).

The white-clawed crayfish is an indicator species of freshwater good quality. Its absences in the freshwater fauna community, or weakening of its population, are indisputably reflected in the shift of quality of the aquatic environmental and structure of biological community (Duris *et al.*, 2015). Over the last few decades, European populations of native crayfish showed considerable fragmentation and decline on a widespread basis. For this reason, *A. pallipes* is listed as "endangered" in the IUCN Red List of Threatened Species (IUCN, 2010) and is included in Annexes of the Habitat Directive 92/43/EEC. It has been protected in Abruzzo Region by regional law L.R. no. 50 of 2003/09/07 which prohibits its capture, transport and sale.

In Abruzzo Region, two different LIFE projects (codified as LIFE03 NAT/IT/000137 and LIFE08 NAT/IT/000352 CRAINat) were carried out since 2003. Both of these projects were managed by the Local Authority 'Provincia di Chieti' and included in the partnership others Local Authorities, Natural Parks and Research Institutes. The main goal of the two projects was the biological conservation of the relict populations of autochthonous white-clawed crayfish in Italian Natura2000 sites. The activities carried out in Abruzzo were highly articulated and based on many direct and indirect conservation actions of the white-clawed crayfish.

Materials and Methods

CRAINat LIFE08 NAT/IT/000352 Project provided estimation of the distribution of white-clawed crayfish populations in Abruzzo since summer 2011 and for the following two years. A total of 27 sites from eight river basins were investigated.

The first harvest aimed to plan the successive actions and involved also a genetic analysis and an environmental study (Piccoli *et al.*, 2012). The abundance of white-clawed populations was evaluated by night manual samplings with *Catch per Unity Effort* - CPUE determination. This method estimates the relative abundance of populations without the animal capture and handling. Another advantage of CPUE is to allow a comparison among different sampling sites

and the different geographic areas covered by the CRAINat project (Abruzzo, Molise and Lombardia Regions). According with Smith *et al.* (1996), the CPUE was calculated as: $CPUE = d/EU$; with: $EU = t/or$; where: d = density of white-clawed crayfish observed on the surface investigated (ind/m^2); EU = effort unit; t = time (in minutes) and or = number of operators involved.

A preliminary pilot test on white-clawed crayfish population from Rio Verde compared manual survey with the use of traps in two different seasons and allowed to define the harvesting method and the sampling period (Lanciani *et al.*, 2012). The choice was oriented towards the manual method because the pilot test showed that only active crayfish adult can be captured by traps and our goal was study the juveniles too. October was chosen as the sampling period from an efficiency point of view. The pilot study showed a reduction on the sampling efficiency in June, during the crayfish hatching period.

Statistical analysis (IBM SPSS Software Vers. 20) were carried out in order to compare the CPUE values obtained in different periods (the three years) and areas (the basins and sampling sites).

It was assessed the existence of significant differences in CPUE among: a) the three different periods, considering the same sampling sites, by use of the non-parametric Kendall's W test (for dependent samples); b) the different river basins, considering all the sampling period (three years), by the non-parametric Kruskal-Wallis test (for independent samples).

Results

CPUE values, calculated in October of 2011, 2012 and 2013, described white-clawed crayfish population size and distribution in Abruzzo Rivers and its trend in the three years (Table I).

The higher CPUE value (0.4667) has been estimated for the stream "Fonte della Noce", situated in the Sangro-Aventino river Basin, in the Province of Chieti to the Majella National Park boundary. A quantitative evaluation of the CPUE trend in the three periods it was not possible due to the lack of data for many of the sampling sites in 2012 and 2013.

Nevertheless, non parametric tests allowed comparison among periods (the three years) and areas (the basins and sampling sites). The Kendall's W test showed a no significant differences among the three years in the median value of CPUE of the various sampling sites ($W = 0,717$; $p > 0.05$). At the same way, the Kruskal-Wallis test highlighted a no significant differences in the median values of CPUE for the different river basins in all the three years ($Y = 0,729$; $p > 0.05$).

Table I. White-clawed crayfish population size and distribution in Abruzzo; CPUE value in 2011, 2012 and 2013 (results from LIFE08 NAT/IT/000352 CRAINat project).

Site Code	UTM coordinates		River	River Basin	CPUE2011	CPUE2012	CPUE2013
	m E	m N					
CH_SA_06	434571	4648370	Vallone Cupo	Sangro-Aventino	0,0050	0,0037	0,0056
CH_SA_07	435951	4645491	Parello	Sangro-Aventino	0,0077	0,0088	0,0000
CH_SA_09	432376	4647328	Fonte della Noce	Sangro-Aventino	0,4667	0,0086	0,0058
CH_SA_10	443864	4640751	Rio Verde	Sangro-Aventino	0,0142	0,0182	0,0000
CH_SA_11	446341	4637016	Rio Verde	Sangro-Aventino	0,0031	0,2294	0,0000
CH_SA_12	446341	4637015	Turcano	Sangro-Aventino	0,0000	0,0005	0,0000
CH_SA_13	447389	4640411	Turcano	Sangro-Aventino	0,0040	0,0113	0,0186
CH_SA_15	449645	4644941	Gufo	Sangro-Aventino	0,0041	0,0039	0,0225
PE_AT_01	419061	4661095	Orte	Aterno-Pescara	0,0413	0,0900	0,0195
AQ_SA_01	400778	4627227	Fosso senza nome	Sangro-Aventino	0,0200	0,0102	NA
AQ_AT_02	377924	4671799	Rio Gamberale	Aterno-Pescara	0,0000	0,0048	NA

Site Code	UTM coordinates		River	River Basin	CPUE2011	CPUE2012	CPUE2013
	m E	m N					
AQ_AT_05	376152	4674210	Fosso dello Scettro	Aterno-Pescara	0,0029	0,0020	0,0031
AQ_LI_02	370393	4635523	Fosso Casanova	Liri-Garigliano	0,0025	0,0035	NA
AQ_LI_03	371796	4683054	Fosso senza nome	Liri-Garigliano	0,0037	0,0060	NA
AQ_TE_01	356416	4661067	Fosso Pratolungo	Tevere	0,0005	0,0031	NA
AQ_VO_01	373277	4715947	Fosso Cernaro	Vomano	0,0006	NA	NA
TE_TO_01	377646	4724652	Tordino	Tordino	0,0013	0	NA
TE_TO_02	377284	4725265	Fosso Cesa	Tordino	0,0268	NA	NA
TE_TR_01	372302	4731257	Rio Castellano	Tronto	0,0002	NA	NA
AQ_VO_02	367133	4713196	Fosso Portella	Vomano	0,2000	NA	NA
AQ_AT_08	358481	4712670	Mondragone	Aterno-Pescara	0,0000	NA	0,0000
AQ_AT_09	359713	4711529	Rio di Pago	Aterno-Pescara	0,0046	0,0138	NA
TE_VO_01	371648	4716066	Fosso dell'Acero	Vomano	0,0000	NA	0,0000
TE_VO_02	371880	4715907	Fosso della laghetta	Vomano	0,0000	NA	0,0000
RI_TR_01	364081	4720392	Fosso Valle Lonca	Tronto	0,0102	NA	NA
TE_VO_03	380823	4709932	Rio Arno	Vomano	0,0047	NA	NA
TE_FI_01	398680	4702438	Fosso Cerchiolo	Fino-Saline	0,0193	NA	NA
Average					0,0312 ± 0,0951	0,0246 ± 0,0567	0,0058 ± 0,0085

Discussion

This paper includes data about white-clawed crayfish populations collected from Abruzzo Rivers in three years (2011-2013). This collection offers a basic knowledge to plan future conservation actions. The results of CRAINat project confirmed a presence of white-clawed crayfish populations in the River Basins of Aterno-Pescara, Sangro-Aventino, Tronto, Vomano and Tordino, with the interesting results emerged in "Fonte della Noce" in terms of the population consistency. CPUE values did not change significantly in the three years, although the Rio Verde population has undergone a drastic decline due to the crayfish plague caused by an oomycete *Aphanomyces astaci* in July 2013. The clinical diagnosis was conducted by the "Istituto Zooprofilattico Sperimentale" of Abruzzo and Molise and according with data reported by Cammà *et al.* (2010) the infection caused the extinction of the entire population.

Acknowledgements

This work was co-financed by the European Commission under Grants LIFE08 NAT/IT/000352 CRAINat.

References

- Aquiloni L., Tricarico E., Gherardi F. (2010). Crayfish in Italy: distribution, threats and management. *International Aquatic Research*, 2:1–14.
- Cammà C., Ferri N., Zezza D., Marcacci M., Paolini A., Ricchiuti L., Lelli R. (2010). Confirmation of crayfish plague in Italy: detection of *Aphanomyces astaci* in white clawed crayfish. *Diseases of aquatic organisms*, 89: 265–268.
- Chiesa S., Scalici M., Negrini R., Gibertini G., Nonnis Marzano F. (2011). Fine-scale genetic structure, phylogeny and systematic of threatened crayfish species complex. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 61:1-11.
- Duris Z., Horka M., Kokak P. (2015). Ecology of Crayfish. In *Crayfish Biology and Culture*. ISBN 9788075140142. Vodnany, Czech Republic.

- Fratini S., Zaccaria S., Barbaresi S., Grandjean F., Souty-Grosset C., Gherardi F. (2005). Phylogeography of the threatened crayfish (genus *Austropotamobius*) in Italy: implications for its taxonomy and conservations. *Heredity*, 94:108-118.
- IUCN (2010). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.4 «www.iucnredlist.org». Downloaded on 21 April 2016.
- Kozak P., Duris Z., Petrusek A., Buric M., Horka I., Kouba A., Kozubikova-Balcarova E., Polica T. (2015). *Crayfish Biology and Culture*. ISBN 9788075140142. Vodnany, Czech Republic.
- Lanciani G., Piccoli F., Celli N., Calabrese R., Di Renzo G., Salvatore B., Marrone M., Pagliani T. (2012). La popolazione di *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) nella Riserva Naturale Cascate del Verde (Borrello, CH): confronto tra diversi metodi di campionamento e di stima della popolazione – primi risultati. *Biologia Ambientale*, 27 (2): 69-74, 2013.
- Pedraza-Lara C., Alda F., Carranza S., Doadrio I. (2010). Mitochondrial DNA structure of the Iberian population of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius italicus italicus* (Faxon, 1914). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 57: 327-342.
- Pagliani T., Pompilio P., Moca G. (2006). *Austropotamobius pallipes*: tutela e gestione nei SIC d'Italia centrale. Action Plan. LIFE03NAT/IT/000137.
- Piccoli F., Di Renzo G., Fea G., Fracassi G., Garozzo P., Ghia D., Lanciani G., Marrone M., Porfirio S., Santillo D., Salvatore B., Scoccia M., Nardi P. A., Comini B., Pagliani T. (2012). Il progetto LIFE+ Natura CRAINat “Conservation and Recovery of *Austropotamobius pallipes* in Italian Natura 2000 sites”: primi risultati dello studio di fattibilità. *Biologia Ambientale*, 26 (2): 90-95.
- Smith G.R.T., Learner M. A., Slater F. M., Foster J. (1996). Habitat features important for the conservation of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in Britain. *Biological Conservation*, 75: 239-246.
- Stefani F., Zaccaria S., Delmastro G.B., Buscarino M. (2011). The endangered white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* (Decapoda: Astacidae) east and west of Maritime Alps: a result of human translocation? *Conservation Genetics*, 12: 51-60.
- Turin P., Ruggieri L., Zanetti M., Bilò M.F., Rossi V., Loro R. (1998). "Carta ittica della Provincia di Chieti". Cogecstre Edizioni, Penne (PE), pp. 186.

PRIME INDAGINI ITTTIOLOGICHE NEL TORRENTE SANT'ELIA (TROINA, EN, SICILIA, ITALIA).

FIRST DATA ON THE FISH FAUNA OF THE SAINT ELIA STREAM (TROINA, EN, SICILY, ITALY)

ANTONINO DUCHI¹, SALVATORE DIVINCENZO²

1. Via Giordano Bruno 8 – 97100 Ragusa; corresponding author: aduchi@tin.it
2. Legambiente Circolo Ancipa, via S. Silvestro 130, 94018 Troina (EN)

Parole chiave: specie alloctone, Decapoda, Nebrodi, Potamon fluvatile, distribuzione, Tinca tinca.

Keywords: allochthonous species, Decapoda, Nebrodi, Potamon fluvatile, distribution, Tinca tinca.

Riassunto

La conoscenza sulla fauna ittica dell'area dei Nebrodi è ancora piuttosto carente e poco aggiornata. Uno dei corsi d'acqua di cui non si possedevano dati è il torrente S. Elia, affluente di sinistra del torrente Troina, a sua volta affluente di destra del fiume Simeto. Nell'ambito di un programma d'indagine sulle tinche siciliane si è effettuata un'attività di pesca scientifica in tale corso d'acqua e ciò ha permesso di iniziare a colmare tale carenza di informazioni. Nel complesso sono stati catturati, tramite nasse, 439 individui (436 pesci e 3 decapodi), appartenenti a 4 specie (*Tinca tinca*, *Rutilus rubilio*, *Carassius auratus*, *Potamon fluvatile*) corrispondenti ad una CPUE di 1,06 individui/nassa/ora. Di particolare interesse il riscontro della tinca e del granchio di fiume; la presenza di due specie alloctone nonché l'assenza dell'anguilla indicano anche per questo corso d'acqua la presenza di impatti antropici e di una gestione non oculata della fauna e dell'ambiente.

Abstract

The knowledge of the distribution of the fish fauna inhabiting the freshwaters of the Nebrodi area (Northern Sicily) is rather incomplete. One of the streams without ichthyological knowledge is Sant' Elia, a left tributary of the river Troina, which is a right tributary of the main Simeto river. To start to fill in this lack of information a fish sampling activity through hoop-nets was carried out in that stream (Faidda; coordinates WGS84: 37° 48' 41"N; 14° 36' 57" E; altitude 792 m a.s.l.) between 21th and 23th september 2013. On the whole 439 individuals (436 fish and 3 decapods) were captured, belonging to four species (*Tinca tinca*, *Rutilus rubilio*, *Carassius auratus*, *Potamon fluvatile*) corresponding to a CPUE of 1.06 individuals/net/hour. It is particularly interesting the finding of the tench and the river crab; the presence of two non-native species as well as the absence of the European eel (*Anguilla anguilla*) show also for this river the effect of human impacts (e.g.: impassable weirs) and mismanagement of the fish fauna and of the environment.

Introduzione

La conoscenza sulla fauna ittica dell'area dei Nebrodi è ancora piuttosto carente e poco aggiornata. Per quanto concerne ad esempio il bacino del Fiume Simeto, i dati più recenti di cui si è riscontrata la pubblicazione risalgono al 1992 e non coprono completamente il reticolo fluviale (Ferrito e Tigano, 1995). In particolare mancano dati sui piccoli corsi d'acqua affluenti: questa carenza è particolarmente significativa perché i piccoli corsi d'acqua sono stati

recentemente rivalutati per la loro importanza ai fini del mantenimento della diversità biologica e del funzionamento degli ecosistemi fluviali (Meyer *et al.*, 2007).

Uno dei corsi d'acqua di cui non si possiedono dati è il torrente S. Elia, affluente di sinistra del Torrente Troina, a sua volta affluente di destra del fiume Simeto. Nell'ambito di un programma d'indagine sulle tinche siciliane (Duchi, 2016) si è effettuata un'attività di pesca scientifica in tale corso d'acqua al fine di iniziare a colmare tale carenza di informazioni.

Materiali e metodi – Area d'indagine

Il torrente S. Elia scorre all'incirca in direzione NNW-SSE dalle sue origini site presso il Monte Cedro, in parte all'interno del Parco Regionale dei Nebrodi, per circa 10,5 km. Tramite un canale di gronda in galleria parte della portata fluente del torrente Sant'Elia è inviata all'invaso Ancipa (Sogesid, 2005).

Nelle date 21-22-23.9.2013 si è campionato un tratto del torrente in località Faidda (coordinate WGS84: 37° 48' 41"N; 14° 36' 57"E; altitudine 792 m). Il tratto in questione, sito poco a monte dell'immissione nel Torrente Troina, era arginato per gran parte del suo corso, per una larghezza da argine ad argine di 83 metri, e presentava una successione di alte briglie, a valle (ed a volte a monte) delle quali erano presenti grosse pozze. Le pozze erano tra loro separate da tratti totalmente asciutti, anche se non è possibile escludere un flusso in subalveo, dato che in alcune pozze si è notata la presenza di flusso idrico.

In ragione delle caratteristiche dei luoghi per le catture si sono utilizzate delle nasse (per le loro caratteristiche si veda: Duchi e Maino, 2013). In una prima fase, in data 21.9.2013 (tra le ore 9.50 e le 11.05) si sono distribuite n. 9 nasse in una serie di 4 pozze a valle di altrettante briglie, cercando di posizionarle in modo da diversificare i siti in relazione alla maggiore o minore profondità ed alla maggiore o minore presenza di vegetazione acquatica. Le nasse, innescate con mais, lombrichi e pasture per ciprinidi, sono risultate sempre immerse completamente. Successivamente le stesse, in data 22.9.2013, sono state salpate tra le ore 9.52 e le 12.12.

Data l'insufficiente cattura di tinche, si è deciso di lasciare in pesca le nasse per un altro giorno. Cinque nasse sono state lasciate nello stesso sito; una è stata spostata, un'altra che pescava troppo in superficie non è stata utilizzata ed infine due nasse sono state poste in una pozza alcune centinaia di metri più a monte, per verificare se vi fosse una maggiore presenza di tinca. Le nasse sono state quindi salpate definitivamente giorno 23.9.2013 tra le ore 9.15 e le 13. Nel complesso sono state effettuate 415 ore di pesca corrispondenti ad una media di 47 ore/nassa. Gli individui catturati, previa anestesia con MS222, sono stati identificati (secondo Gandolfi *et al.*, 1991; Billard, 1997; Kottelat e Freyhof, 2007), conteggiati ed alcuni di essi misurati (Lunghezza Totale, LT, al millimetro). Tutti gli organismi catturati sono stati immessi nuovamente nello stesso luogo di cattura.

Risultati

Nel complesso sono stati catturati 439 individui (436 pesci e 3 crostacei), appartenenti a 4 specie corrispondenti ad una CPUE di 1,06 individui/nassa/ora (Tabella I).

Tabella I. Specie riscontrate e loro caratteristiche

Nome comune	Nome scientifico	N	LT min (mm)	LT max (mm)
Tinca	<i>Tinca tinca</i>	41	75	205
Rovella	<i>Rutilus rubilio</i>	388	59	137
Carassio dorato	<i>Carassius auratus</i>	7	96	124
Granchio di fiume	<i>Potamon fluviatile</i>	3		

La rovella è risultata la specie più numerosa, seguita dalla tinca, che è stata catturata in gran parte nella seconda giornata nella pozza sita alcune centinaia di metri più a monte, dove era l'unica specie presente. Considerando le misure, si è notata una certa variabilità, soprattutto nella rovella e nella tinca, ma non sono stati catturati individui di grandi dimensioni.

Discussione e conclusioni

Le tre specie ittiche campionate sono tutte alloctone della fauna siciliana:

- la tinca è stata immessa da tempo immemorabile in Sicilia e si è da tempo naturalizzata (Duchi, 2016), è specie Least Concern sia secondo L'IUCN (Freyhof e Kottelat, 2008); le popolazioni italiane sono considerate Near Threatened nella Lista Rossa dei Pesci d'acqua dolce italiani (Zerunian, 2007) ma Least Concern in quella dei vertebrati italiani (Rondinini *et al.*, 2013).
- la rovella è una specie autoctona nell'Italia centro-meridionale (Gandolfi *et al.*, 1991) ma è stata osservata in Sicilia per la prima volta nel 1986 (Tigano e Ferrito, 1986) per poi essere diffusa in diverse aree (Ferrito e Tigano, 1995; Russo *et al.*, 1999; Duchi, 2006, 2014). Nel suo areale di distribuzione la Rovella è considerata Near Threatened sia secondo l'IUCN (Crivelli, 2006) sia nella Lista Rossa dei Pesci d'acqua dolce italiani (Zerunian, 2007) che in quella dei vertebrati italiani (Rondinini *et al.*, 2013).
- il carassio dorato è già segnalato da tempo in Sicilia e nello specifico nel bacino del Simeto (Ferrito e Tigano 1995). E' specie Least concern secondo l'IUCN nel suo areale (Huckstorf & Freyhof, 2013).

Nel complesso, pur essendo di natura assolutamente preliminare, le indagini svolte hanno permesso di raccogliere dati di un certo interesse, in un corso d'acqua in cui non erano presenti dati pregressi.

Di particolare importanza il ritrovamento della tinca che, piuttosto diffusa nel bacino del Simeto in tempi storici (Duchi, 2016), era stata più di recente ritrovata solo in un suo tratto limitato (Ferrito e Tigano, 1995).

Di estremo interesse la presenza del granchio di fiume, che è l'unica specie autoctona siciliana riscontrata in questa indagine ed è Near Threatened secondo l'IUCN (Cumberlidge, 2008). Ancora piuttosto diffuso in Sicilia (Duchi 2010; Giacobbe e Restivo, 2014), non risultava segnalato in questo corso d'acqua (Ferrito, 1994), per cui il dato contribuisce a delineare la distribuzione della specie nell'isola, ancora non completamente nota.

La presenza delle due specie alloctone, rovella e carassio dorato, indica anche per quest'ambiente la presenza d'interventi di alterazione, consistenti in immissioni incontrollate di fauna ittica alloctona, per le quali si ritiene si debbano prendere opportune iniziative.

Va evidenziato il mancato riscontro di esemplari di *Anguilla europea* (*Anguilla anguilla*), da mettere in relazione con gli sbarramenti trasversali presenti nei tratti a valle lungo il corso del Simeto (Ferrito, 1994). Per quanto concerne le misure degli individui, queste sono da mettere anche in relazione alla dimensione delle nasse ed in particolare della maglia: in effetti novellame di ciprinidi di dimensioni minori è stato osservato ma non catturato.

Ulteriori indagini sono auspicabili, innanzitutto per avere contezza della fauna acquatica in tutta l'estensione del torrente e per approfondire le caratteristiche biologiche ed ecologiche delle diverse specie. Ciò permetterà di fornire anche utili indicazioni di tipo conservazionistico e gestionale, tra le quali il possibile impatto delle specie alloctone.

È comunque evidente che la possibilità di avviare un piano di eradicazione delle specie alloctone va preso attentamente in considerazione, come anche quello di riqualificare il corso d'acqua, che è apparso piuttosto degradato; da verificare anche l'impatto della diversione di parte delle sue acque nell'invaso Ancipa.

Ringraziamenti

Si ringraziano i soci di Legambiente che hanno collaborato alle attività di campo: Letizia Di Franca, Stefano Di Vincenzo, Donatella Sciveres e Salvatore Siciliano. Grazie anche ad Erica Barletta e Thomas Dèbrosse.

Bibliografia

- Billard R. (1997). Les Poissons d'eau douce des rivières de France. Delachaux et Niestlé. Lausanne-Paris.
- Crivelli A.J. (2006). *Rutilus rubilio*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006: e.T19786A9014268. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2006.RLTS.T19786A9014268.en>. Downloaded on **14 January 2016**.
- Cumberlidge N. (2008). *Potamon fluviatile*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T134293A3933275. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T134293A3933275.en>. Downloaded on **14 January 2016**.
- Duchi A. (2006). Distribuzione della fauna ittica nelle acque interne dell'areale ibleo: la provincia di Ragusa. *Biologia Ambientale* 20, 291-294.
- Duchi A. (2014). Ampliamento dell'areale della Rovella (*Rutilus rubilio*, Bonaparte, 1837) in Sicilia: Nuove segnalazioni nell'areale ibleo ed in provincia di Trapani. XIII Congresso Nazionale A.I.I.A.D. S. Sepolcro (AR) 12-13.11.2010. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology* 1, 221-224.
- Duchi A. (2016). Tench (*Tinca tinca*, Linnaeus) in Sicily: current knowledge and research needs for conservation and management. *Cybium*, in stampa.
- Duchi A., Maino S. (2013). Una popolazione non segnalata di Nono, *Aphanius fasciatus* (VALENCIENNES, 1821) (Cyprinodontiformes Cyprinodontidae) nel pantano di Marzamemi (PACHINO, SIRACUSA) e aggiornamento della distribuzione in Sicilia sud-orientale. *Il Naturalista Siciliano* S. IV, XXXVII (2), 521-527.
- Ferrito V. (1994). Les macroinvertébrés benthiques de la rivière Simeto (Sicile) et de quelques-uns de ses affluents. *Annls Limnol.* 30 (1), 33-56.
- Ferrito V., Tigano C. (1995). The distribution of the ichthyofauna in the Simeto basin (Sicily). *Cybium*, 187-198.
- Freyhof J., Kottelat M. (2008). *Tinca tinca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T21912A9339248. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T21912A9339248.en>. Downloaded on **14 January 2016**.
- Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P., Marconato A. (1991). I pesci delle acque interne italiane. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato.
- Giacobbe D., Restivo S. (2014). New data on distribution of *Potamon fluviatile* (DECAPODA, BRACHYURA) in Sicily (Southern Italy). *Italian Journal of Freshwater Ichthyology* 1, 244-248.
- Huckstorf V., Freyhof J. (2013). *Carassius auratus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T166083A1110472. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20131.RLTS.T166083A1110472.en>. Downloaded on **14 January 2016**.
- Kottelat M., Freyhof J. (2007). Handbook of European Freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Meyer J.L., Strayer D.L., Bruce Wallace J., Eggert S.L., Helfman G.S., Leonard N.E. (2007). The Contribution of Headwater Streams to Biodiversity in River Networks. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 43 (1), 86-103.

- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C. (compilatori). (2013). Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Russo G., La Rocca S., Violani C., Zava B. (1999). Contributions to the knowledge of Sicilian freshwater fishes. II. Notes on some allochthonous species recently introduced. *Doriana* 7, 1-7.
- SOGESID (2005). Caratterizzazione dei Bacini. Programma operativo per la redazione del Piano di tutela delle acque della Sicilia. Commissario delegato per l'emergenza bonifiche e la tutela delle acque in Sicilia. Presidenza della Regione Siciliana.
- Tigano C., Ferrito V. (1986). Sulla presenza di *Rutilus rubilio* in Sicilia. *Animalia* 13, 109-124.
- Zerunian S. (2007). Problematiche di conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani. *Biologia Ambientale* 21, 49-55.

L'ITTIOFAUNA DEL BASSO BACINO DEL FIUME SANGRO (CH, ABRUZZO, ITALIA)

THE FISH POPULATION IN THE SANGRO RIVER LOWER BASIN (CH, ABRUZZO, ITALY)

LUCIANO DI TIZIO^{1,2}, ENRICO MARCONATO³, PIERA LISA DI FELICE^{4,5}

1. WWF Abruzzo, Corresponding author: luciano.ditizio@virgilio.it;
2. Associazione Acquariofili Abruzzese;
3. Società Ittiologica Aquaprogram;
4. Riserva Naturale Regionale "Sorgenti del Pescara"
5. Organizzazione Regionale Pro Natura Abruzzo.

Parole chiave: pesci d'acqua dolce, presenza/assenza, fiume Sangro.

Keywords: freshwater fish, presence/absence, the Sangro river.

Riassunto

Nel presente lavoro vengono aggiornate le conoscenze sulla fauna ittica nel basso bacino del fiume Sangro, nell'area che comprende il lago di Serranella, l'ultimo tratto del fiume Aventino e alcuni affluenti minori. Vengono utilizzati dati raccolti con una recente ricerca sul campo, fonti bibliografiche, informazioni d'archivio degli autori e quelle raccolte dalle guardie ambientali del WWF durante controlli sulle catture operate da pescatori dilettanti. Ne risulta un significativo censimento della ittiofauna presente nel sito con alcune considerazioni sulle specie individuate.

Abstract

This paper aims to update the current knowledge about the fish population in the Sangro river lower basin: i.e. the area including Serranella lake, the final stretch of the Aventino river and some minor tributaries. We use data that have been collected during a recent field research, bibliographic sources, information from authors' personal archives and reports from the WWF environmental guards about their inspections of amateur fishermen's catches. The result is a significant census of the local fish population in connection to some observations about the identified species.

Introduzione

Nell'ambito del Piano di gestione della fauna ittica del SIC IT7140118 "Lecceta di Casoli e Bosco di Colleforeste" e del SIC IT7140215 "Lago di Serranella e Colline di Guarenna" sono state recentemente aggiornate le conoscenze sulla fauna ittica nel basso bacino del fiume Sangro con indagini, condotte da due degli autori del presente lavoro, principalmente incentrate nel bacino idrografico (Figura 1) che comprende l'ultimo tratto dell'affluente Aventino sino alla confluenza, alcuni affluenti minori, l'invaso artificiale "Lago di Serranella" e il tratto del fiume Sangro che corre immediatamente a valle della traversa artificiale la cui entrata in opera, nel 1981, ha determinato la nascita dell'invaso, oggi interamente compreso in una Oasi WWF e Riserva Naturale Regionale nonché sito Natura 2000.

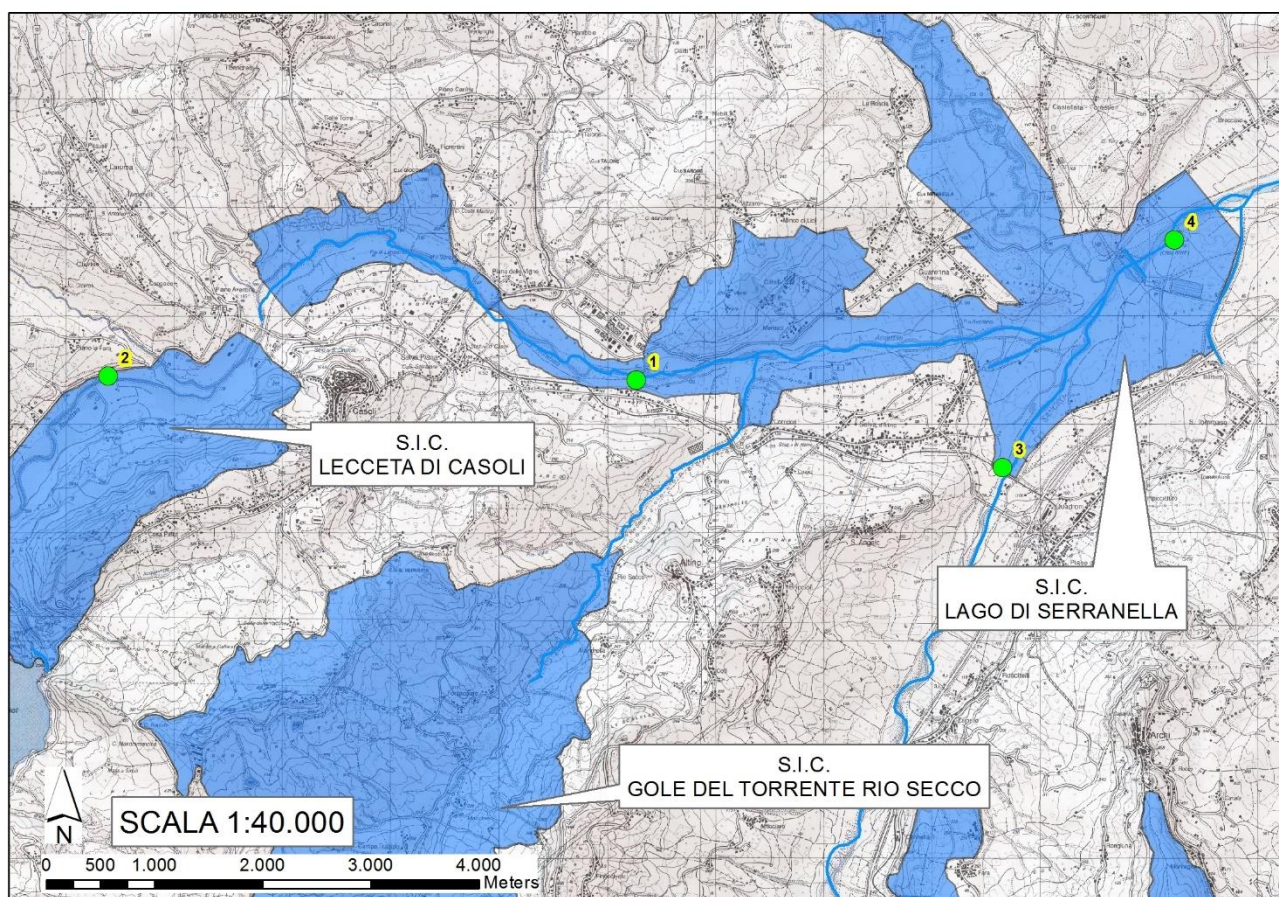


Figura 1. l'area di studio con evidenziati (pallini verdi numerati) i punti di campionamento

Materiali e metodi

Sono stati effettuati campionamenti quantitativi e qualitativi con l'impiego di elettrostorditore (150-380 V; 0.5-7 A) e di reti, in tutto il principale reticolo idrografico dell'area. Le informazioni così ottenute sono state integrate con informazioni desunte dai controlli effettuati nell'area dalle guardie ambientali WWF sulle catture operate da pescatori dilettanti e dalle pregresse conoscenze personali degli autori occasionalmente raccolte anche nell'ambito di attività di studio rivolte ad altri gruppi faunistici (Di Tizio et al., 2010; Pellegrini e Di Tizio, 2006 e 2010). Sono stati inoltre acquisite le informazioni contenute nella Carta Ittica della Provincia di Chieti (Turin et al., 1988). Per la nomenclatura scientifica dei pesci, pur nella consapevolezza che si tratta di un elenco in corso di ulteriore definizione, si è tenuto conto della Checklist AIIAD versione 1.1 del 21-12-2015 (dati inediti).

Risultati

Sono state complessivamente censite 14 specie (così come riepilogato nella tabella 1), solo 3 delle quali (21%) segnalate sia nel Sangro e nell'Aventino che nel lago di Serranella: Alborella meridionale, Rovella e Cavedano. Quest'ultimo risulta di gran lunga il pesce maggiormente presente sia come biomassa che per numero di individui censiti (cfr. tabella 2).

Nell'area indagata è certamente presente il Barbo tiberino, unica specie endemica del distretto ittiogeografico tosco-laziale. La segnalazione relativa al Barbo comune presente nella Carta Ittica della Provincia di Chieti (Turin et al., 1998) è probabilmente legata alle difficoltà di classificazione a livello morfologico delle due specie e al fatto che la compilazione della Carta Ittica stessa è precedente rispetto allo studio che ha chiarito la distribuzione del genere *Barbus* in Abruzzo (Rossi et al., 2013).

La presenza della Carpa (para-autoctona in Italia, in accordo con Genovesi 2007) non è stata rilevata né nella Carta Ittica della Provincia di Chieti (Turin et al., 1998), né in un successivo studio commissionato dalla Provincia di Chieti e concluso nel 2008 (Pagliani, dati inediti) e neppure dalle recenti indagini alla base del presente lavoro. Tuttavia nel lago di Serranella è stata praticata sino ad alcuni anni fa una intensa attività di Carpfishing, codificata in una convenzione scritta, oggi non più in essere, tra una associazione locale e la direzione della Riserva Naturale Regionale “Lago di Serranella”. Le guardie ambientali del WWF, gestore della Riserva, hanno inoltre negli anni più volte individuato la specie nel corso di controlli sulla pesca sportiva nel sito, anche in tempi recenti.

Discorso analogo per la scardola: la specie è stata individuata dagli studi qui esaminati soltanto nell’Aventino, dove la sua presenza è probabilmente occasionale. I controlli sul pescato e le esperienze dirette degli autori ne attestano invece una costante presenza nel bacino di Serranella dove sono stati pure censiti con discreta frequenza persico sole e, occasionalmente, persico reale.

Tabella I. Riepilogo delle specie complessivamente censite dagli autori nel fiume Aventino, nel fiume Sangro e nel lago di Serranella.

Il (?) indica una incertezza esplicitata nel testo del lavoro.

Specie	Nome comune	Aventino	Sangro	Serranella
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Anguilla	X		
<i>Cobitis bilineata</i> Canestrini, 1865	Cobite comune	X	X	
<i>Alburnus albidus</i> (Costa, 1838)	Alborella meridionale	X	X	X
<i>Barbus plebejus</i> Bonaparte, 1839	Barbo comune	(?)		
<i>Barbus tyberinus</i> Bonaparte, 1839	Barbo tiberino	X	X	
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Carassio dorato			X
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Carpa			X
<i>Rutilus aula</i> (Bonaparte, 1841)	Triotto			X
<i>Rutilus rubilio</i> (Bonaparte, 1837)	Rovella	X	X	X
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Scardola	X		X
<i>Squalius squalus</i> (Bonaparte, 1837)	Cavedano italico	X	X	X
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Persico sole			X
<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	Persico reale			X
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Trota fario	X		

Tra le 14 specie complessivamente censite nell’area, 8 (57%) sono state individuate anche nelle ricerche concluse nel 2015, come riepilogato nella tabella 2. Tra queste 6 specie (75%) sono autoctone e 2 (25%) alloctone. È positivamente significativo che le specie estranee alla ittiofauna locale siano state individuate con piccoli numeri ed esclusivamente nell’invaso di Serranella, dove sono più facili le introduzioni volontarie per accessibilità delle rive. Lo scarso numero di individui di cobite comune censiti è invece probabilmente legato a una minore efficacia della elettropesca nei confronti di specie di fondo.

Tab. 2. Specie, status e numero di individui complessivamente censiti nello studio del 2015 nel reticolo idrografico in esame

Specie	Nome comune	Status della specie	Numero individui
<i>Cobitis bilineata</i> Canestrini, 1865	Cobite comune	Autoctona	6
<i>Alburnus albidus</i> (Costa, 1838)	Alborella meridionale	Autoctona	21
<i>Barbus tyberinus</i> Bonaparte, 1839	Barbo tiberino	Autoctona	57
<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	Carassio dorato	Alloctona	1
<i>Rutilus aula</i> (Bonaparte, 1841)	Triotto	Alloctona per il sito	1
<i>Rutilus rubilio</i> (Bonaparte, 1837)	Rovella	Autoctona	73
<i>Squalius squalus</i> (Bonaparte, 1837)	Cavedano italiano	Autoctona	192
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Trota fario	Alloctona	18

Ringraziamenti

Si ringraziano le guardie ambientali del WWF, e segnatamente il dott. Sante Cericola, per le informazioni fornite.

Bibliografia

- Di Tizio L., Pellegrini Mr., Cameli A., Di Francesco N. (2010). Atlante erpetologico della Provincia di Chieti: dati preliminari. In: Di Tizio L., Di Cerbo A.R., Di Francesco N. & Cameli A. (Eds). Atti VIII Congresso Nazionale *Societas Herpetologica Italica* (Chieti, 22-26 settembre 2010). Ianieri Editore, Pescara, 51-55.
- Genovesi P., ed. (2007). Linee guida per la reintroduzione e il ripopolamento di specie faunistiche di interesse comunitario. *Quad. Cons. Nat.*, 27: 1–51
- Pellegrini Mr., Di Tizio L. (2006). L'erpetofauna nella Riserva Naturale Regionale "Lago di Serranella" e nel basso Sangro. In: Marco A. L. Zuffi (Ed.). *Societas Herpetologica Italica Atti del V Congresso Nazionale*, Calci (Pisa), 29 settembre-3 ottobre 2004. Firenze University Press, 191-198.
- Pellegrini Mr., Di Tizio L. (2010). Nuove segnalazioni di *Emys orbicularis* nella Riserva Naturale Regionale "Lago di Serranella" (Chieti, Abruzzo, Italia). In: Di Tizio L., Di Cerbo A.R., Di Francesco N. & Cameli A. (Eds). Atti VIII Congresso Nazionale *Societas Herpetologica Italica* (Chieti, 22-26 settembre 2010). Ianieri Editore, Pescara, 143-145.
- Rossi G., Zuffi G., Gandolfi G., Marchi A., Rinaldi M., Valli M., Zaccanti F., Falconi R. (2013). Analisi della distribuzione delle specie del genere *Barbus* Cuvier, 1817 nei bacini idrografici della Regione Abruzzo. Dipartimento di Scienze Biologiche, Geologiche e Ambientali dell'Università di Bologna. In: http://www.provincia.teramo.it/aree-tematiche/agricoltura/pesca/studi-e-ricerche/campionamenti/campionamento-ittico-del-genere-barbus/analisi-del-genere-barbus-in-abruzzo/at_download/file/213%200802_report%20abruzzo%20compresso_finale.pdf
- Turin P., Ruggieri L., Zanetti M., Bilò M.F., Rossi V., Loro R. (1998). Carta Ittica della Provincia di Chieti. Provincia di Chieti Assessorato alla Pesca, Edizioni Cogecstre, Penne (PE), 184 pp.

PRIMA SEGNALAZIONE DI GHIOZZO PADANO (*PADOGOBIUS BONELLI* BONAPARTE, 1846) NEL FIUME VOMANO

FIRST REPORT OF PADAN GOBY (*PADOGOBIUS BONELLI* BONAPARTE, 1846) IN THE VOMANO RIVER

LINO RUGGIERI¹, ROBERTO BRENDA², UMBERTO OREGLINI², ANGELO CAMELI², FRANCESCO DI TORO², LUCA BRUGNOLA²

6. Professore a contratto Università degli Studi dell'Aquila, corresponding author: lirugg@tin.it;

7. Gruppo Erpetologico Abruzzese e Molisano.

Parole chiave: *Padogobius bonelli*, Ghiozzo padano, fiume Vomano, Teramo

Keywords: *Padogobius bonelli*, Padanian goby, Vomano river, Teramo.

Abstract

We report the presence of several specimens of Padanian goby (*Padogobius bonelli*) in the Vomano river. To the best knowledge of the authors, the record is the first in the province of Teramo and in Abruzzo region.

Riassunto

Si riporta la presenza di una popolazione di ghiozzo padano (*Padogobius bonelli*) nel fiume Vomano. Per quanto a conoscenza degli autori, la segnalazione risulta la prima per la provincia di Teramo e per l'Abruzzo.

Introduzione

Il ghiozzo padano è una specie bentonica, di piccola taglia e con discreta valenza ecologica, che necessita di acque fredde e ossigenate, vivendo nei tratti medio alti di corsi d'acqua, con moderata velocità della corrente, a fondo ghiaioso o ciottoloso, (Gandolfi et al., 1991). La specie è inserita nell'All. III della Convenzione di Berna e citata come "vulnerabile" nella Red List italiana.

Nel presente lavoro viene riportata, per la prima volta, la presenza di *Padogobius bonelli* nel fiume Vomano.

Il fiume Vomano ha origine nella provincia dell'Aquila in prossimità del Passo delle Capannelle, sulle pendici nord-occidentali del Monte San Franco, a circa 1200 metri s.l.m. Bagna la porzione settentrionale dell'Abruzzo ed il suo percorso di 68 Km è quasi completamente compreso nella provincia di Teramo; solo per un brevissimo tratto, infatti, scorre in provincia dell'Aquila. Il suo bacino idrico si estende per una superficie complessiva di 782 km² e confina a sinistra con quello del fiume Tordino.

Nel tratto superiore il letto del Vomano è scavato entro un solco inciso nelle arenarie mioceniche intercalate a strati di argilla; in quello intermedio entro sponde calcaree e infine nell'ultimo tratto, fin alla foce, il letto si allarga su terreni alluvionali.

Il fiume raccoglie il contributo di più di trenta corpi idrici grandi e piccoli, tra cui i più importanti sono il torrente Rocchetta, il rio Arno e il fiume Mavone in destra idrografica, il torrente Zingano in sinistra idrografica. Raggiunge infine il mare Adriatico nei pressi di Roseto degli Abruzzi.

Lungo il suo percorso è stato individuato il SIC IT7120082 "Fiume Vomano (da Cusciano a Villa Vomano)". Tra le principali motivazioni che avevano portato la Regione Abruzzo a

proporre come pSIC il medio corso del fiume Vomano vi era anche la “ricchezza di fauna ittica di elevato interesse scientifico (limite di areale di specie a distribuzione padana)”.

Il territorio del SIC si estende per una superficie di circa 459 ettari e presenta un intervallo altitudinale compreso tra i 145 m s.l.m. e i 328 m s.l.m. Riguarda un tratto fluviale lungo circa 15 km. Al suo interno è compresa una parte del Parco Territoriale Attrezzato “Fiume Vomano”, istituito con Legge Regionale n. 109 del 9 maggio 1995 su una superficie di 335 ettari e gestito dall’Amministrazione Comunale di Montorio al Vomano.

STUDI

Una prima ricerca sulla fauna ittica, finalizzata alla redazione del Piano di Gestione del SIC IT7120082, effettuata nel mese di ottobre 2013, aveva evidenziato in entrambe le stazioni di monitoraggio individuate, il rinvenimento di esemplari di ghiozzo padano (*Padogobius bonelli*).



Figura 1. Individuazione delle stazioni di campionamento.

La stazione denominata “SIC Vomano 1” è posta sull'asta principale del fiume Vomano, a valle della diga Piaganini, nel tratto superiore del SIC, in località Venaquila. L'ambiente è di tipo pedemontano, caratterizzato da una buona naturalità. L'alveo presenta un percorso quasi rettilineo, con sponde basse e uniformi. Le rive risultano stabili e non alterate dall'azione erosiva della corrente. I substrati sono costituiti da massi e ghiaia, determinando una ritenzione sostenuta degli apporti trofici. I substrati sono ricoperti da detrito fine e da uno spesso strato di perifiton.

La vegetazione riparia, sia arbustiva che arborea si trova in discrete condizioni lungo la riva destra, mentre a sinistra appare meno ricca e stabile.

Il tratto considerato non è sottoposto a monitoraggio da parte dell'ARTA. La prima stazione di monitoraggio a monte, è individuata in località Senarica e presenta da tempo sia un SACA che uno Stato Ecologico “**buono**”.

La popolazione ittica rinvenuta è costituita, oltre che dal ghiozzo padano, soprattutto da ciprinidi quali il **barbo**, il **vairone** la **lasca** e il **cavedano**. Significativa è risultata la presenza dell'**anguilla**.

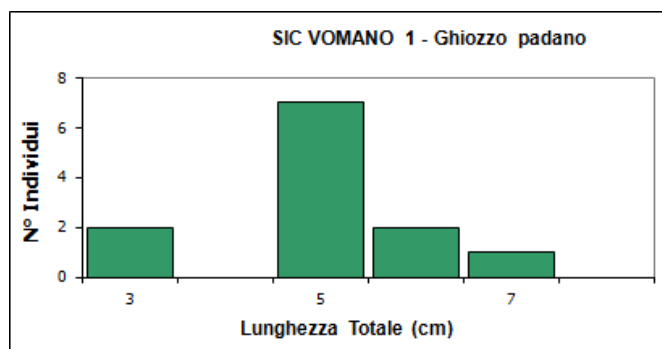


Figura 2. Distribuzione individui per classi di lunghezza

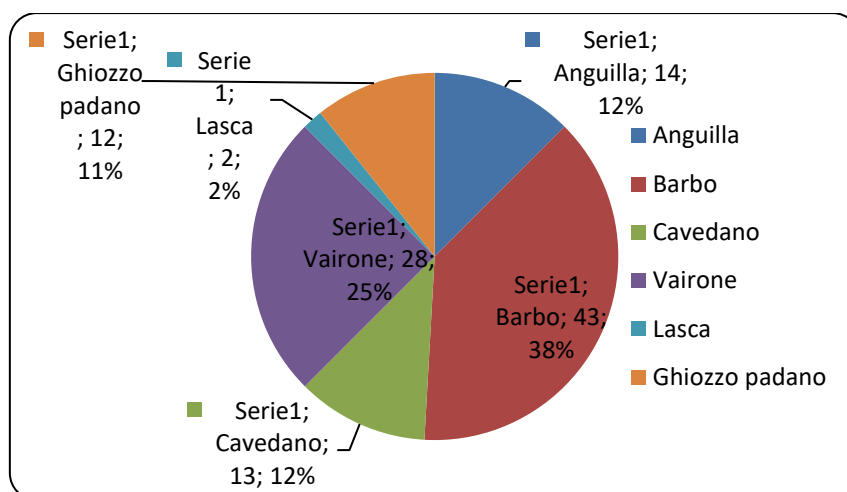


Figura 3. Composizione percentuale del popolamento ittico

La stazione denominata “SIC Vomano 2” è posta sull'asta principale del fiume Vomano, a monte della confluenza con il fiume Mavone, principale affluente in destra idrografica, in un tratto intermedio del SIC, in località Salara. L'ambiente è caratterizzato da una buona naturalità. Le rive risultano stabili e non alterate dall'azione erosiva della corrente. I substrati sono costituiti da ciottoli e ghiaia. La vegetazione riparia, sia arbustiva che arborea, si trova in discrete condizioni sia lungo la riva destra, che sinistra con presenza di ontano nero (*Alnus glutinosa*). Morfologicamente il tratto è sufficientemente diversificato, presentando zone rifugio per l'ittiofauna.

I risultati delle indagini di monitoraggio documentano come sia lo Stato Ambientale SACA (periodo 2004-09) che lo Stato Ecologico (triennio 2010-12) negli ultimi anni si confermano come “**buono**”.

La popolazione ittica rinvenuta è costituita soprattutto da ciprinidi, in particolare **barbo**, **vairone**, **rovella**, **lasca**, **cavedano** e **carpa**. Di particolare interesse è il rinvenimento di una popolazione di **cobite** (*Cobitis taenia bilineata*), specie inserita nell'Allegato II della Direttiva 92/43 CEE. Sono stati inoltre rinvenuti un esemplare di **ghiozzo padano**, uno di **anguilla** (*Anguilla anguilla*) ed uno di **pseudorasbora** (*Pseudorasbora parva*), specie alloctona.

Un'ulteriore ricerca, effettuata a giugno 2015 da alcuni membri del Gruppo Erpetologico Abruzzese e Molisano (GERPAM), in un tratto superiore del SIC IT7120082, sovrapponibile alla stazione di campionamento “SIC Vomano1” ha confermato la presenza della popolazione di ghiozzo padano, documentandone quindi la conservazione.



Figura 2. Esemplare di *Padogobius bonelli*.

Conclusioni

Il ghiozzo padano è un endemismo della Regione Padana; sul versante adriatico è presente fino alle Marche. In Abruzzo non erano state individuate popolazioni. Il rinvenimento di una popolazione di ghiozzo padano è di particolare interesse zoogeografico, dal momento che avvalorava ulteriormente l'appartenenza del bacino del fiume Vomano al Distretto Padano – Veneto (Bianco 1987 e 1993; Forneris et al. 2006).

Per quanto riguarda l'origine della popolazione rinvenuta, si ritiene che possa essere considerata autoctona e che la sua rara presenza possa essere sfuggita negli studi finalizzati alla redazione della Carta ittica provinciale (Ruggieri 2005); la presenza del Ghiozzo padano per quanto concerne i fiumi del Teramano era stata considerata probabile da Silvio Bruno già nel 1987 (Di Tizio, 2003).

Nel Piano di gestione del SIC IT7120082 denominato “Fiume Vomano (da Cusciano e Villa Vomano)” al fine di assicurare la tutela delle specie ittiche d'interesse conservazionistico e rare, (tra queste vi è certamente il **ghiozzo padano**, almeno per quanto riguarda l'Abruzzo), è previsto un programma di monitoraggio con frequenza annuale almeno per i primi anni e biennale negli anni successivi.

Sarebbe di particolare interesse estendere la ricerca del ghiozzo padano (*Padogobius bonelli*) all'intero bacino del fiume Vomano.

Bibliografia

- Bianco P.G. (1987). Damages caused by man induces changes for the zoogeographic frame of Italian freshwater fishes. *Atti II Conv. AIIAD* pp. 41-65.
- Bianco P.G. (1993). L'ittiofauna continentale dell'Appennino umbro-marchigiano, barriera semipermeabile allo scambio di componenti primarie tra gli opposti versanti dell'Italia. *Biogeographia*, XVII: 427-485.
- Di Tizio L. (2003). Check list dei pesci e degli agnati d'acqua dolce d'Abruzzo. *De Rerum Natura*, Edizioni Cogecstre, Penne (PE), 33/34: 36-41.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C. (2006). *Indice Ittico*. C.R.E.S.T. (TO).
- Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P., Marconato A. (1991). *I pesci delle acque interne italiane*. Ministero dell'Ambiente Servizio Conservazione Natura e Unione Zoologica Italiana. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, 616 pp.
- Ruggieri L. (2005). *Carta Ittica della Provincia di Teramo*. Provincia di Teramo. Edizione Edigrafital

LA RECENTE “INVASIONE” DEI PESCI D’ACQUARIO NELLE ACQUE TERMALI CALDE ITALIANE

THE RECENT “INVASION” OF AQUARIUM FISHES IN ITALIAN HOT THERMAL WATERS

EMILIANO SPADA¹, LUCIANO DI TIZIO²

1. Fotografo Naturalista, e.spada@infinito.it;
2. Associazione Acquariofili Abruzzese. Corresponding author: luciano.ditizio@virgilio.it

Keywords: aquarium fish, Italy, thermal waters.

Parole chiave: pesci d’acquario, Italia, acque termali.

Riassunto

Dal 2010 è nota la presenza in acque termali italiane, come già in altre nazioni europee, di popolazioni naturalizzate di pesci alloctoni di origine tropicale abitualmente allevati in acquario. Nel presente lavoro si esamina la fauna ittica individuata nei due siti noti tra Toscana meridionale e Lazio settentrionale, tracciandone un censimento aggiornato, e si segnalano due specie ad oggi non indicate negli elenchi dei pesci diffusi in Italia: *Poecilia velifera* Regan, 1914 e *Xiphophorus maculatus* Günther 1866.

Abstract

The presence of naturalized non-native tropical fish populations, usually bred in aquarium – already attested in other European countries – has been verified in Italian thermal waters since 2010. This paper analyzes the fish population of two acknowledged locations situated between southern Tuscany and northern Lazio, outlining an updated census and pointing out two species that, up to now, are not been included in the list of Italian fishes: *Poecilia velifera* Regan, 1914 and *Xiphophorus maculatus* Günther, 1866.

Introduzione

Da alcuni anni è nota alla scienza (Piazzini et al., 2010), agli acquariofili (Spada, 2010) e al grande pubblico (Repubblica.it, 2010) la presenza nelle acque interne italiane di pesci alloctoni di origine tropicale la cui immissione è con ogni probabilità legata al mondo acquariofilo. Gli alloctoni tropicali possono colonizzare, a causa della necessità di temperature mediamente più elevate, soltanto le acque termali calde. Pesci d’acquario in questo tipo di acque sono presenti in Europa sin dagli anni ’70 del secolo scorso prima in Ungheria e poi in altri Paesi dell’Est (Anonimo, 2013). In Italia i siti noti sono ad oggi due, tra la Toscana meridionale (località Venturina Terme, Comune di Campiglia Marittima, Provincia di Livorno) e il Lazio settentrionale (località Riminino, Comune di Canino, Provincia di Viterbo).

Materiali e metodi

Uno degli autori è stato tra i primi a scoprire l’esistenza di pesci d’acquario nel sito di Riminino (Spada, 2010) e successivamente in quello toscano. La fauna ittica presente nei due siti è stata campionata a più riprese (2010, 2012, 2014 e 2016 in 9 stazioni a Riminino, in 5 stazioni a Venturina Terme) attraverso pesca attiva con guadagni a maglie fini, piccole reti a bilancia e nasse autocostruite. L’impiego di diversi strumenti di cattura, anche per le ridotte dimensioni dei corpi idrici in esame, ha consentito un censimento attendibilmente completo della fauna

ittica presente. È stata inoltre utilizzata attrezzatura per riprese subacquee per l'osservazione *in situ* senza arrecare disturbo.

Risultati

Nei diversi monitoraggi sono state campionate in ciascun sito sempre le stesse specie, così come riepilogato nella Tabella I. A Venturina Terme, dove c'è una maggiore variabilità geografica nelle temperature, le popolazioni più numerose frequentano acque con T media tra 23,5 e 27,5°C (cfr. anche Piazzini et al., 2010). Le acque di Rimini hanno una maggiore stabilità termica intorno ai 26,4°C (media su 9 stazioni con misurazioni effettuate in ottobre) e questo consente alle specie tropicali di diffondersi con omogeneità nei canali maggiori mentre nei canali irrigui di minori dimensioni, con scarso o scarsissimo idrodinamismo, sono presenti pochi pesci, quasi esclusivamente *Poecilia reticulata* e *Xiphophorus helleri*.

Tabella I. Le specie autoctone, para-autoctone e alloctone presenti nei due siti italiani noti

Famiglia	Specie	Nome Comune	Status	Riminino	Venturina
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Anguilla	Autoctono		X
Cyprinidae	<i>Carassius auratus</i> Linnaeus, 1758)	Pesce rosso	Alloctono		X
Cyprinidae	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus 1758)	Carassio	Alloctono		X
Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus 1758	Carpa	Para-autoctono		X
Cyprinidae	<i>Rutilus rubilio</i> (Bonaparte 1837)	Rovella	Autoctono		X
Cyprinidae	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus 1758)	Tinca	Autoctono		X
Loricariidae	<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Castelnau 1855)	Plecostomus	Alloctono		X
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> Girard 1859	Gambusia	Alloctono		X
Poeciliidae	<i>Poecilia latipinna</i> Lesueur, 1821	Mollenisia	Alloctono	X	
Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	Guppy	Alloctono	X	
Poeciliidae	<i>Poecilia sphepnops</i> Valenciennes 1846	Molly comune	Alloctono	X	X
Poeciliidae	<i>Poecilia velifera</i> Regan, 1914	Mollenisia	Alloctono	X	
Poeciliidae	<i>Xiphophorus helleri</i> Heckel, 1848	Portaspada	Alloctono	X	
Poeciliidae	<i>Xiphophorus maculatus</i> Günther 1866	Platy	Alloctono	X	
Mugilidae	<i>Liza ramada</i> (Risso 1827)	Cefalo calamita	Autoctono		X
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus 1758)	Persico sole	Alloctono		X
Cichlidae	<i>Amatitlania nigrofasciata</i> (Günther 1867)	Ciclode zebra	Alloctono	X	X
Cichlidae	<i>Hemichromis</i> sp.	Ciclode gioiello	Alloctono		X
Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	Tilapia del Nilo	Alloctono	X	X

A Rimini le specie alloctone tropicali rappresentano il 100% della fauna ittica presente: 2 *Cichlidae* e 6 *Poeciliidae* per un totale di 8 specie, tutte riconducibili all'allevamento in acquario. In questo sito è stata osservata la predazione di pesci tropicali da parte del granchio di fiume *Potamon fluviatile*, presente e abbondante nelle stesse acque, della biscia *Natrix tessellata* e dell'airone cenerino *Ardea cinerea*. La larve di *Dytiscus* sp. sembrano invece cacciare esclusivamente avannotti di *Poeciliidae*.

La popolazione di Venturina Terme è più variegata: sono complessivamente presenti 14 specie tra le quali 5 sono autoctone o para-autoctone (è considerata tale *Cyprinus carpio*, in accordo con Genovesi, 2007 in quanto introdotta e naturalizzata prima del 1500 d.C.), pari al 36% di quelle censite. Delle 9 specie alloctone (64%) solo 4 (29% del totale delle specie presenti; 44% di quelle alloctone) sono direttamente riconducibili all'allevamento in acquario. Delle altre 5, quattro risultano immesse in numerose acque libere italiane e da molti anni, principalmente per liberazione da allevatori privati (*Carassius auratus*), a fine alieutici (*Carassius carassius* e *Lepomis gibbosus*) o con finalità sanitarie (*Gambusia holbrooki*, introdotta come arma biologica contro le zanzare a partire dal 1922 - Bruno, 1987). La quinta, *Oreochromis niloticus*, ha più probabilmente origini alieutiche: è infatti presente in zona nelle acque di diversi laghetti adibiti alla pesca sportiva, immessa perché in grado di tollerare le alte temperatura estive, ed è

invece, a causa della taglia notevole, solo raramente allevata in acquario. Si sottolinea inoltre che la Tilapia del Nilo è stata segnalata in anni recenti anche in acque venete e più esattamente nei ruscelli Rialto (area termale di Montegrotto) e Menona (area termale di Galzigliano), dove rappresenta rispettivamente il 77% e il 51% della biomassa ittica presente (Bianco e Turin, 2009) oltre che nel lago di Lesina (Bianco, 2013). Gli individui presenti nelle acque termali sembrerebbero, all'esame fenotipico da parte degli autori, ibridi, il che rafforza l'ipotesi della provenienza da impianti di ittiocoltura.

Il fatto che 3 sole specie (il 23% delle 13 alloctone complessivamente censite) risultino presenti in entrambi i siti autorizza a ipotizzare origini differenti per le due "invasioni".

Discussione

Le specie da acquario censite nelle acque libere italiane e la cui riproduzione in situ è acclarata risultano essere 9 (Tabella II). Tra queste 4 sono citate da Piazzini et al., 2010; 3 sono inserite nell'elenco delle specie alloctone redatto da Bianco nel 2013 mentre la più recente Checklist AIIAD (2015) ne enumera 5. Complessivamente delle 9 specie censite dagli autori 7 risultano ufficialmente note, mentre 2: *Poecilia velifera* Regan, 1914 (Fig. 1) e *Xiphophorus maculatus* Günther 1866 (Figura 2) non risultano segnalate nelle acque libere italiane prima del presente lavoro.

Va sottolineato che la possibile presenza di ibridi renderebbe necessarie più approfondite indagini e che allo stato attuale delle conoscenze non è da escludere la presenza di pesci d'acquario, sovente di piccole dimensioni, in altre acque calde italiane ad oggi non adeguatamente monitorate.

Tabella II. Specie d'acquario la cui presenza è ad oggi accertata nelle acque italiane. In grassetto quelle di nuova segnalazione

Specie	Nome comune	Piazzini et al., 2010	Bianco, 2013	AIIAD, 2015
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Castelnau 1855)	Plecostomus	X		
<i>Poecilia latipinna</i> Lesueur, 1821	Mollenisia			X
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	Guppy		X	X
<i>Poecilia sphenops</i> Valenciennes 1846	Molly comune	X		X
<i>Poecilia velifera</i> Regan, 1914	Mollenisia			
<i>Xiphophorus helleri</i> Heckel, 1848	Portaspada			X
<i>Xiphophorus maculatus</i> Günther 1866	Platy			
<i>Amatitlania nigrofasciata</i> (Günther 1867)	Ciclode zebra	X	X	X
<i>Hemichromis</i> sp.	Ciclode gioiello	X	X	



Figura 1. *Poecilia velifera*.



Figura 2. *Xiphophorus maculatus*.

Si sottolinea inoltre che la presenza di avannotti e la continuità delle osservazioni nel tempo dimostrano la avvenuta acclimatazione di tutte le specie segnalate e che nelle livree, in particolare in *Poecilia reticulata*, si assiste a un progressivo decadimento della colorazione accentuata tipica delle forme da acquario, verso il ritorno alla forma selvatica della specie.

Per quanto riguarda le origini delle specie alloctone tropicali oggi presenti in natura, pur non potendo dare indicazioni certe, si evidenzia che a Riminino (Canino, VT), nei pressi del transetto nel quale si concentra il maggior numero di segnalazioni, opera dalla metà degli anni '90 del secolo scorso un allevamento che inizialmente si occupava di pesci da acquario e che, dopo alcuni anni, ha convertito la produzione destinandola al mercato alimentare. Le specie da acquario potrebbero derivare da “fughe” in qualche modo connesse alla presenza di questo impianto. Nel sito di Venturina (LI) sino al 1997 non era presente fauna alloctona (Spada, oss. pers.); proprio nel 1997 aprì in paese un negozio di acquari che rimase in attività per pochissimo tempo e dal quale potrebbero avere avuto indirettamente origine i rilasci incauti da parte di acquariofili. Le *Tilapia* potrebbero essere invece frutto di traslocazione da uno o più dei diversi invasi artificiali della zona in cui sono presenti a fini alieutici.

Bibliografia

- Anonimo (2013). Un acquario tropicale a... cielo aperto. *Aquarium magazine*, 2: 4-10.
- AA.VV. (2015). Checklist AIIAD, versione 1.1 del 21/12/2015
- Bianco P.G. (2013). An update on the status of native and exotic freshwater fishes of Italy. *J. Appl. Ichthyol.*, 1–15
- Bianco P.G., Turin P. (2010). Record of two established populations of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, in freshwaters of northern Italy. *J. Appl. Ichthyol.* 26: 140–142
- Bruno S. (1987). Pesci e crostacei d'acqua dolce. Giunti Barbèra, Firenze.
- Genovesi P., ed. (2007). Linee guida per la reintroduzione e il ripopolamento di specie faunistiche di interesse comunitario. *Quad. Cons. Nat.*, 27: 1–51
- laRepubblica.it (2010). Guppy, il pesce tropicale scoperto in Italia. (Su segnalazione e con foto di E. Spada e L. Giuliani): www.repubblica.it/ambiente/2010/06/15/foto/scoperta_scientifica-4855629/1/
- Piazzini S., Lori E., Favilli L., Cianfarelli S. Vanni S., Manganelli G. (2010). A tropical fish community in thermal waters of southern Tuscany. *Biol. Invasions*, 12: 2959-2965.
- Spada E. (2010). Guppy “selvatici” di casa nostra. *Il mio Acquario*, 145 (10): 14-17.

RINVENIMENTO DI UNA SPECIE ALLOCTONA NELLE ACQUE INTERNE DELLA PROVINCIA DI FERRARA, L'ALBORELLA EUROPEA *ALBURNUS ALBURNUS* (LINNAEUS, 1758)

FIRST EVIDENCE OF THE ALLOCHTHONOUS FISH “COMMON BLEAK” *ALBURNUS ALBURNUS* (LINNAEUS, 1758) IN THE FRESHWATERS OF FERRARA PROVINCE

MATTIA LANZONI¹; VASILEIOS ASCHONITIS¹; MATTEO MERIGHI¹; LEANNE BONNICI²; MATTEO ALVISI¹, GIUSEPPE CASTALDELLI¹

1. Università degli Studi di Ferrara, Dipartimento di Scienze della Vita e Biotecnologie Corresponding author: mattia.lanzoni@unife.it
2. Department of Biology, University of Malta, Msida MSD2080, Malta

Parole Chiave: Italia, Fiume Po, genere *Alburnus*, caratteri meristici e morfometrici.

Keywords: Italy, Po river, genus *Alburnus*, morphometric and meristic characteristics.

Riassunto

Nel corso di questo studio, è stato possibile rilevare la presenza di una specie alloctona, l'alborella Europea *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758), nelle acque interne della provincia di Ferrara. La presenza è stata verificata in otto stazioni, comprendenti il basso corso del fiume Po e i principali corsi d'acqua in diretta comunicazione con esso. Sono stati catturati 101 individui con una lunghezza media di $12,72 \pm 3,20$ cm e un peso medio di $20,17 \pm 10,76$ g. Tutti i principali valori morfometrici e meristici rilevati, specifici per la specie, sono risultati corrispondenti ai valori standard di Fishbase. I risultati indicano una popolazione composta da individui giovanili, sub adulti e adulti maturi sessualmente con una maggiore frequenza percentuale di individui compresi tra i 15,0 e 17,5 cm. Questo studio sottolinea la necessità di mantenere alto il livello d'attenzione e rispetto all'introduzione di nuove specie ittiche alloctone, come richiesto dalle principali direttive europee (es. Direttiva Habitat (Directive 92/43/EEC)).

Abstract

Aim of this study is to provide the first evidences of the allochthonous fish “common bleak” *Albborus alburnus* (Linnaeus, 1758), in the freshwaters of Ferrara province. The presence of the species was verified at eight stations, including the Po river and the main waterways in direct communication with it. 101 individuals were captured with an average length of 12.72 ± 3.20 cm and an average weight of 20.17 ± 10.76 g. All of the main morphometric and meristic values observed for this species were in correspondence to the standard Fishbase values. The results indicated a population composed of young, sub-adult and sexually mature specimens with a high percentage of individuals between 15.0 and 17.5 cm. This study exposed the arrival of a new species in the study area, which indicates the necessity for more integrated measures to confront allochthonous species, as required by the main European directives (e.g. Habitat Directive (Directive 92/43 / EEC)).

Introduzione

L'Ingresso di nuove specie ittiche alloctone, continuo ed incontrollato, nelle acque interne italiane è in atto da diversi decenni e ha generato importanti modificazioni a livello delle comunità ittiche di molte regioni (Castaldelli *et al.*, 2013). A livello globale si stima che nell'ultimo trentennio, il numero di specie ittiche introdotte sia raddoppiato e risultano tra gli organismi acquatici alloctoni maggiormente diffusi (Golzan & Newton, 2009). Le cause principali attribuibili a tale fenomeno sembrano riconducibili per la quasi totalità dei casi ad attività antropiche di introduzione intenzionali e non, da parte dell'uomo (Williamson & Fitter, 1996). Le conseguenze ecologiche maggiormente evidenti dall'introduzione di specie ittiche esotiche si riscontrano a livello di alterazione della biodiversità, modificando la struttura delle comunità ittiche originarie (Bunn & Arthington, 2002), competizione per le risorse ambientali con le specie autoctone, predazione, diffusione di patologie, ibridazione e modificazione degli habitat, oltre a quelle economiche volte al ripristino della biodiversità e al controllo della proliferazione di queste specie (Golzan & Newton, 2009).

In tale ambito si inserisce il costante monitoraggio dell'ittiofauna delle acque ferraresi, svolto dal Dipartimento di Scienze della vita e Biotecnologie dell'Università di Ferrara dal 2000 ad oggi. Tale azione ha garantito di seguire e descrivere scientificamente tale fenomeno nonché i mutamenti nella composizione e le relative ricadute ambientali e sociali (Rossi, *et al.*, 1992; Castaldelli *et al.*, 2013). Tali studi evidenziano come la comunità ittica delle acque del piano dell'Emilia-Romagna ed in particolare delle acque provinciali ferraresi sia ad oggi costituita da circa il 60% di specie alloctone e il 40% di specie autoctone, per una biomassa in specie alloctone del 95% (Lanzoni *et al.*, 2010). In riferimento all'attività di studi svolta ed alla necessità di mantenere costantemente alto il livello di attenzione sull'introduzione di nuove specie alloctone, si segnala per la prima volta il rinvenimento di una nuova specie alloctona nelle acque interne della provincia di Ferrara, l'alborella europea *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758).

L'alborella europea *A. alburnus* è un ciprinide alloctono appartenente al genere *Alburnus*, normalmente denominato bleak in Gran Bretagna, blacke in Germania, ablette in Francia ed alburno o alborella europea in Italia. Presenta un areale originario molto ampio, localizzato principalmente tra l'Europa e l'Asia, in particolare è specie nativa nella maggior parte dell'Europa a nord del Caucaso, Pirenei e Alpi, Inghilterra e Russia (Welcomme, 1988). In Portogallo e Spagna è stata introdotta localmente a partire dal 1972 (Pérez-Bote *et al.*, 2004; Clavero *et al.*, 2004). In Italia, come per Spagna e Portogallo, la specie è alloctona (Bianco, 2013) e la cui data di prima introduzione non è certificata ma presumibilmente riferibile allo stesso periodo di introduzione nella penisola iberica (Kottelat & Freyhof, 2007). L'alburno è un ciprinide di piccola-media taglia con lunghezze variabili negli adulti dai 10 ai 20 cm con taglie massime fino ai 25 cm e 60 g di peso (Billard, 1997; Kottelat & Freyhof, 2008), caratterizzato dal corpo allungato, a sezione trasversale ovale, lateralmente compresso dal colore verdastro sul dorso, ai fianchi di colorazione più chiara e argentea, caratterizzata dall'assenza della banda scura trasversale e bianco perlaceo sul ventre, la pinna anale risulta trasparente (Berg, 1964; Bagherian & Rahmani, 2007). L'alborella europea si nutre di piccoli invertebrati acquatici e terrestri, quali crostacei, insetti, molluschi, vermi e di sostanze di origine vegetale (Billard, 1997). La riproduzione solitamente si verifica da maggio ad agosto, con temperature dell'acqua non inferiori a 12 °C, l'optimum per la frega è di 15 - 16°C. La maturità sessuale viene raggiunta intorno ai 9-10 cm, in entrambi i sessi tra secondo ed il terzo anno d'età (Berg, 1964; Billard, 1997). La velocità di accrescimento è variabile a seconda dell'ambiente, con tendenza ad una crescita maggiore negli habitat lentici, per una durata della vita che in alcuni casi può superare i 9 anni (Sterba, 1962). Di poco interesse alimentare, viene comunemente consumato nei paesi d'origine dove è anche utilizzata per la lavorazione delle scaglie (Kottelat & Freyhof, 2007).

Materiali e metodi

L'area di studio considerata è il reticolo idrografico della provincia di Ferrara (2630 km²) compreso il suo tratto terminale del fiume Po (Figura 1), costituito da più di 4000 km lineari con un elevato livello di compartimentazione, per la presenza numerosi sostegni e impianti idrovori (Spinelli *et al.*, 1996). Il sistema idrografico è caratterizzato da due aste principali: la parte occidentale l'asse Burana-Navigabile- Po di Volano che convoglia al mare le acque derivanti da Ferrara; la parte sud-orientale caratterizzata dal principale sistema di scolo a cui fa riferimento il canale Circondariale. Di fatto i due comprensori della provincia sono collegati e presentano sbarramenti tali da impedire solo in minima parte la libera movimentazione e colonizzazione della fauna ittica provenienti dal fiume Po. In particolare in riferimento alla specie in oggetto sono stati monitorati il corso del fiume Po e le principali prese idriche e i corsi d'acqua di diretta comunicazione con esso.

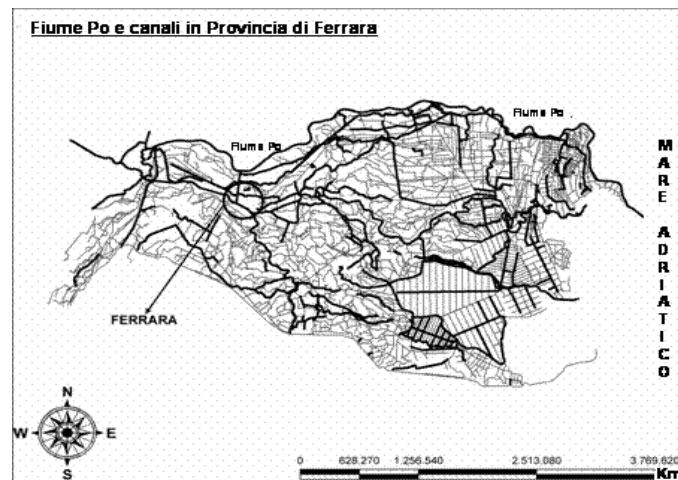


Figura 1. Area di studio considerata per il monitoraggio di *A.alburnus*; in neretto i principali corsi d'acqua della provincia di Ferrara.

L'attività di monitoraggio è stata svolta, nel triennio 2013-2016, nell'ambito di una convenzione con la Provincia di Ferrara, con modalità e metodologia per i sistemi non guadabili secondo il Protocollo Ministeriale APAT (2003). Ogni individuo catturato è stato determinato a livello di specie, misurato e pesato: la lunghezza individuale, espressa come lunghezza totale (LT), è stata rilevata, con precisione 0.1 cm, dall'apice del muso fino al lobo superiore della pinna caudale (Anderson & Neumann, 1996) mediante ittiometro, mentre il peso individuale (P) è stato rilevato con bilancia elettronica con precisione decimo di grammo.

Su ogni esemplare pescato sono state effettuate le misure biometriche di lunghezza mediante un ittiometro con risoluzione millimetrica e di peso con bilancia digitale con risoluzione al decimo di grammo. Il riconoscimento specifico è stato effettuato mediante il rilievo delle caratteristiche meristiche (numero di scaglie lungo la linea laterale, numero di raggi lungo le pinne dorsali, anali, pettorali, ventrali e caudali), e morfometriche di primo riconoscimento specie-specifiche (TL= lunghezza totale, SL= lunghezza standard, FL= lunghezza alla biforcazione della pinna caudale, PAL= lunghezza pre-pinna anale, PDL= lunghezza pre-pinna dorsale, P Pelv L= lunghezza pre-pinnasostuiri pelvica, P Pec L= lunghezza pre-pinna pettorale, BD= spessore del corpo, HL= lunghezza della testa, ED= diametro dell'occhio, PoL= lunghezza pre-orbitale dell'occhio). Tutti i valori ottenuti sono stati confrontati con i valori standard del portale *Fishbase*, per il riconoscimento specie-specifico e la caratterizzazione della specie.

Risultati e discussione

La presenza di *A. alburnus* è stata verificata in tutte le 8 stazioni di campionamento: fiume Po, Canale derivatore di Berra, canale Boicelli, canale Cavo Napoleonico, canale derivatore C.E.R (Tabella I). In totale, nel triennio 2013-2016, nella provincia di Ferrara sono stati pescati 101 individui di *A. alburnus*, per una biomassa totale di 2036.8 g, con una lunghezza media di 12.72 ± 3.20 cm e un peso medio di 20.17 ± 10.76 g. Le medie dei caratteri meristici sono risultate pari a: scaglie della linea laterale 48.37 ± 3.03 , raggi della pinna dorsale 8.35 ± 1.02 , raggi della pinna anale 17.46 ± 1.10 , raggi delle pinne pettorali 12.06 ± 0.89 , raggi delle pinne ventrali 8.13 ± 0.72 e raggi della pinna caudale 18.98 ± 1.25 , tutti in linea coi valori standard di Fishbase, pur variando tra stazione e stazione (Tabella II). La distribuzione delle taglie presenta una maggior frequenza percentuale tra le classi 12.5 e 20 cm con un picco in corrispondenza della classe compresa tra 15.0 e 17.5 cm. Le medie calcolate dei valori morfometrici $\pm$ la deviazione standard sono risultate corrispondenti ai valori standard di Fishbase.org (Tabella III).

Tabella I. Parametri meristici di: L= lunghezza totale, P= peso, LL= scaglie in linea laterale, PD= raggi della pinna dorsale, PA= raggi della pinna anale, PP= raggi delle pinne pelviche, PV= raggi delle pinne ventrali, PC= raggi della pinna caudale.

CORSO D'ACQUA	DATA	N	L (cm)	$\pm ds.$	P (g)	$\pm ds.$	RIF. FB					
							LL	PD	PA	PP	PV	PC
							(45-55)	(7-10)	(14-20)	(11-16)	(6-9)	(17-21)
FIUME PO	2014-16	78	14.07	2.12	23.37	10.15	48.42	8.51	17.50	12.12	8.17	19.22
C. NAPOLEONICO	2016	9	7.32	0.20	8.40	1.00	46.78	7.22	17.33	11.33	7.78	18.11
CANALE BOICELLI	2013	3	6.77	0.25	6.60	0.82	46.33	7.00	17.00	11.33	7.00	17.00
C. E. R.	2016	11	8.52	1.23	10.81	2.58	49.91	8.45	17.36	12.45	8.42	18.67

Tabella II. Caratteri metrici e meristici di: L= lunghezza $\pm ds$, P= peso $\pm ds$ LL= scaglie in linea laterale $\pm ds$, PD= raggi della pinna dorsale $\pm ds$, PA= raggi della pinna anale $\pm ds$, PP= raggi delle pinne pettorali $\pm ds$; PV= raggi delle pinne ventrali $\pm ds$, PC= raggi della pinna caudale $\pm ds$.

L(cm)	$\pm ds.$	P (g)	$\pm ds.$	LL	$\pm ds.$	PD	$\pm ds.$	PA	$\pm ds.$	PP	$\pm ds.$	PV	$\pm ds.$	PC	$\pm ds.$
12.72	3.20	20.17	10.76	48.37	3.03	8.35	1.02	17.46	1.10	12.06	0.89	8.13	0.72	18.98	1.25

Tabella III. Parametri morfometrici di: TL= lunghezza totale, SL= lunghezza standard, FL= lunghezza alla biforcazione della pinna caudale, PAL= lunghezza pre-pinna anale, PDL= lunghezza pre-pinna dorsale, P Pelv L= lunghezza pre-pinna pelvica, P Pec L= lunghezza pre-pinna pettorale, BD= spessore del corpo, HL= lunghezza della testa, ED= diametro dell'occhio, PoL= lunghezza pre-orbitale dell'occhio.

Misura	Media	$\pm ds.$	range	rif Fishbase	% su TL
TL	12.72	3.20	20.2-5.5		
SL	10.45	2.70	16.2-4.8	83.4 % TL	10.61
FL	11.48	2.93	17.5-5	96.7% TL	12.30
PAL	6.49	1.68	10.4-3.2	55.5 %TL	7.06
PDL	5.69	1.53	9-2.8	49.3 % TL	6.27
P Pelv L	4.52	1.21	7-2.2	38.7% TL	4.92
P Pec	2.13	0.56	3.5-1	20.4%TL	2.60
BD	2.60	0.69	4.5-1.4	19.7% TL	2.51
HL	2.08	0.49	3.4-1	20.4% TL	2.34
Misura	Media	$\pm ds.$	range	rif fishbase	% su HL
ED	0.54	0.12	0.8-0.3	24.5% HL	0.51
PoL	0.48	0.12	0.2-0.8	22.6% HL	0.47

Conclusioni

È stata segnalata per la prima volta nelle acque interne della provincia di Ferrara la presenza della alborella europea, specie alloctona originaria della maggior parte dell'Europa a nord del Caucaso, Pirenei e Alpi (Welcomme, 1988). *A. alburnus* differisce dalla specie autoctona *A. alburnus alborella* (Bonaparte, 1841) in alcuni caratteri meristici (Giussani & Ruffoni, 1985) (lunghezza massima, 10.0 cm, scaglie lungo la linea laterale: 40-50; raggi della pinna dorsale: 4-8; raggi della pinna anale: 13-16½, *Fishbase*) ed è quindi da escludere l'appartenenza degli esemplari catturati alla specie di alborella autoctona o a ibridi delle due specie. Infatti, in base ai risultati la totalità degli animali esaminati appartiene alla specie *A. alburnus*, in quanto i principali caratteri meristici e morfometrici rientrano esattamente negli ambiti di variabilità descritti per questa specie (Berg, 1932; Sterba, 1962). La specie è stata rinvenuta nel totale delle 8 stazioni, con la maggior densità di catture e le taglie maggiori nel Po. Ad oggi la popolazione risulta costituita da individui giovanili, sub adulti e adulti maturi sessualmente, la classe di taglia maggiormente presente nella popolazione è quella compresa tra i 15 e i 17.5 cm. La presenza viene segnalata sul Mincio e sul Garda (M. Mancini e G. Castaldelli, comunicazioni personali). Inoltre, non è da escludere la possibile ibridazione con la specie autoctona di alborella *A. alburnus alborella* (Bianco, 2013) o con altri ciprinidi come il cavedano *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758) (Tatlidil *et al.*, 2008) e la possibile diffusione di patogeni e parassiti. L'ulteriore presenza di una specie alloctona nelle acque ferraresi conferma la necessità di mantenere un livello alto di monitoraggio delle acque e della fauna ittica in relazione all'introduzione di nuove specie alloctone come richiesto dalle principali linee guida (Direttiva Habitat (Directive 92/43/EEC); Our life insurance, our natural capital: an EU Biodiversity Strategy to 2020 (COM(2011) 244); Legge E-R 11/2012).

Bibliografia

- Bagherian A., Rahmani H. (2007). Morphological differentiation between two populations of the Shemaya, *Chalcalburnus chalcoides*: a geometrical morphometric approach. *Zoology in the Middle East*, 40: 53-62
- Berg L. S. (1932). Les poissons des eaux douces de l'U.R.S.S. et des pays limitrophes, 3e édition, revue et augmentée, partie I. Edizioni sulla gestione dei laghi e della pesca, Leningrad, 899 pp.
- Berg L. S. (1964). Freshwater fishes of the U.S.S.R. and adjacent countries. Vol.2, 4th edition. Israel Program for Scientific Translations Ltd, Jerusalem. (Russian version published 1949). 297-301.
- Bianco, P.G. (2013). An update on the status of native and exotic freshwater fishes of Italy. *Journal of Applied Ichthyology* (2013):1-15.
- Billard R. (1997). Les poissons d'eau douce des rivières de France. Identification, inventaire et repartition de 83 espèces. Lausanne, Delachaux & Niestlé. 192pp.
- Bunn SE., Arthington A.H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492–507.
- Castaldelli G., Pluchinotta A., Milardi M., Lanzoni M., Giari L., Rossi R., Fano E. A. (2013) Introduction of exotic fish species and decline of native species in the lower Po basin, north-eastern Italy. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 405-417.
- Clavero, M., Blanco-Garrido F., Prenda J. (2004). Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 575-585.
- Directive 92/43/EEC of 21 May (1992) on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities*, 35, 7–50.
- EU Biodiversity strategy, COM(2011) 244. Communication from the commission to the European parliament, the council, the economic and social committee and the committee of

- the regions, Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020, Brussels.
- Freyhof, J., Kottelat, M. (2007). Review of the *Alburnus mento* species group with description of two new species (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwater*, 18(3):213-225.
- Freyhof, J., Kottelat, M. (2008). *Alburnus alburnus*. The IUCN Red List of Threatened Species, 2008.
- Giussani, G., Ruffoni, T. (1985). Biology and growth of the bleak (*A. alburnus alborella*) in two lakes (Maggiore and Varese) characterized by a different trophic level, *Memorie dell' Istituto Italiano di Idrobiologia*, 43:147–159.
- Gozlan, R. E., Newton, A. C. (2009) . Biological invasion: benefit versus risk. *Science* 324. 1015-1016.
- Kttelanr, M., Bianco, P.G. (2005). On the valid name of the alborella *Alburnus alborella* (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwater*, 16(2):179-182.
- Lanzoni M, Castaldelli G, Caramori G, Turaolla E, Fano EA, Rossi R.(2010). Popolamenti ittici del Delta del Po. *Biologia Ambientale*, 24: 157–166.
- Perez-Bote, J. L., Roso, R., Pula, H. J., Diaz, F. and Lopez, M. T. (2004). Primeras citas de la lucioperca, Sander (=Stizostedion) lucioperca (Linnaeus, 1758) y del alburno, *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) en las cuencas extremeñas de los ríos Tajo y Guadiana, SO de la Península Ibérica. *Anales de Biología*, 26: 93-100.
- Rossi R., Trisolini R., Rizzo M., Dezfuli B. S., Franzoi P., Grandi G. (1992). Biologia ed ecologia di una specie alloctona, il siluro (*Silurus glanis* L.) (Osteichthyes, Siluridae), nella parte terminale del fiume Po. *Atti Soc. it. Sc. Nat. Museo civ. stor. Nat. Milano*, 132 (1991), n.7: 69-87
- Sterba G. (1962), *Freshwater fish of the world*, The Viking Press. New York, 878 231-232.
- Tatlidil H., Bulent U., Erk'akan F., (2008). Biometrical Features of Intergeneric Hybrid between *Leuciscus cephalus* (L.) and *Chalcalburnus chalcoides* (G.) (Osteichthyes-Cyprinidae) Distributed in Lake Tödürge (Sivas-Turkey). *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 8: 207-213.
- Welcomme, R.L. (1988). International introductions of inland aquatic species. *FAO Fisheries Technical Paper*, 294.
- Williamson, M. & Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*. 66-77pp.

ERADICAZIONE DI UNA POPOLAZIONE DI *CARASSIUS AURATUS* LINNAEUS, 1758 NELL'AMBITO DI UN PROGETTO DI RIQUALIFICAZIONE ECOLOGICA DEL LAGHETTO PRATI DEL SIRENTE: RISULTATI PRELIMINARI

ERADICATION OF A POPULATION OF *CARASSIUS AURATUS* LINNAEUS, 1758 AS A PART OF AN ECOLOGICAL REHABILITATION PROJECT OF THE "PRATI DEL SIRENTE" LAKE: PRELIMINARY RESULTS

LUCA BRUGNOLA^{1*}, ANGELO CAMELI¹, MARCO CARAFA¹, FRANCESCO DI TORO¹, LUCIANO DI TIZIO¹, NICOLETTA DI FRANCESCO¹, FRANCO DI VIRGILIO¹, CHIARA SCHETTINI¹, UMBERTO LA SORDA¹

1. Gruppo Erpetologico Abruzzese e Molisano - Viale della Riviera n. 299 – 65123 Pescara (Italy); *
Corresponding author: bruglc@virgilio.it

Parole chiave: specie ittiche aliene, anfibi, *Carassius auratus*, eradicazione.

Keywords: eradication, *Carassius auratus*, amphibians, alien fish species.

Riassunto

Nel presente lavoro vengono presentati i risultati preliminari delle attività di riqualificazione ecologica del laghetto sito nei Prati del Sirente nel Comune di Secinaro (AQ), nel territorio del Parco Naturale Regionale Sirente-Velino, finalizzate alla eradicazione di una popolazione alloctona di carassi dorati *Carassius auratus* Linnaeus, 1758 che rappresenta una minaccia per la fauna autoctona, in particolare in un'area protetta.

Abstract

This paper presents the first results of the activities of the ecological rehabilitation project of the "Prati del Sirente" lake in Secinaro (AQ), in the territory of the Sirente-Velino regional Park, aimed at the eradication of an allochthonous population of the goldfish *Carassius auratus* Linnaeus, 1758 that poses a threat to native fauna, particularly in a protected area.

Introduzione

L'invaso dei Prati del Sirente (Comune di Secinaro, AQ), comunemente detto "laghetto", dovrebbe in realtà essere definito "stagno" (Stella, 1984) per l'acqua ferma e la presenza di una densa vegetazione centrale rappresentata da *Potamogeton natans*. È un vaso perenne alimentato da acque meteoriche e soggetto a variazioni di livello in relazione all'andamento climatico stagionale. Ha forma rotondeggiante (perimetro circa 365 m; diametro 130 m; profondità massima circa 2 m), sito a 1109 m s.l.m. all'estremo nord-ovest dell'omonima piana priva di vegetazione arborea, a circa 13 km da Secinaro (AQ) all'interno del Parco Naturale Regionale Sirente-Velino, coordinate: 42° 10'38" N, 13°35'512" E (Figure 1 e 2).

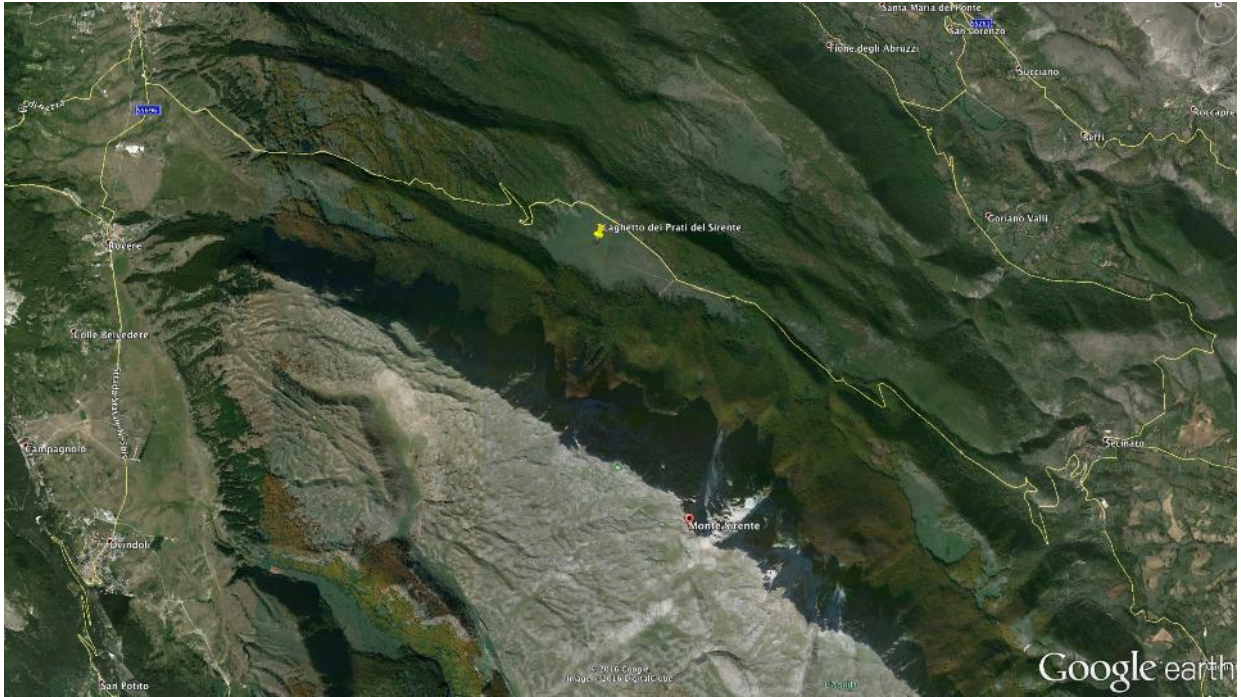


Figura 1. Piana del Sirente e laghetto

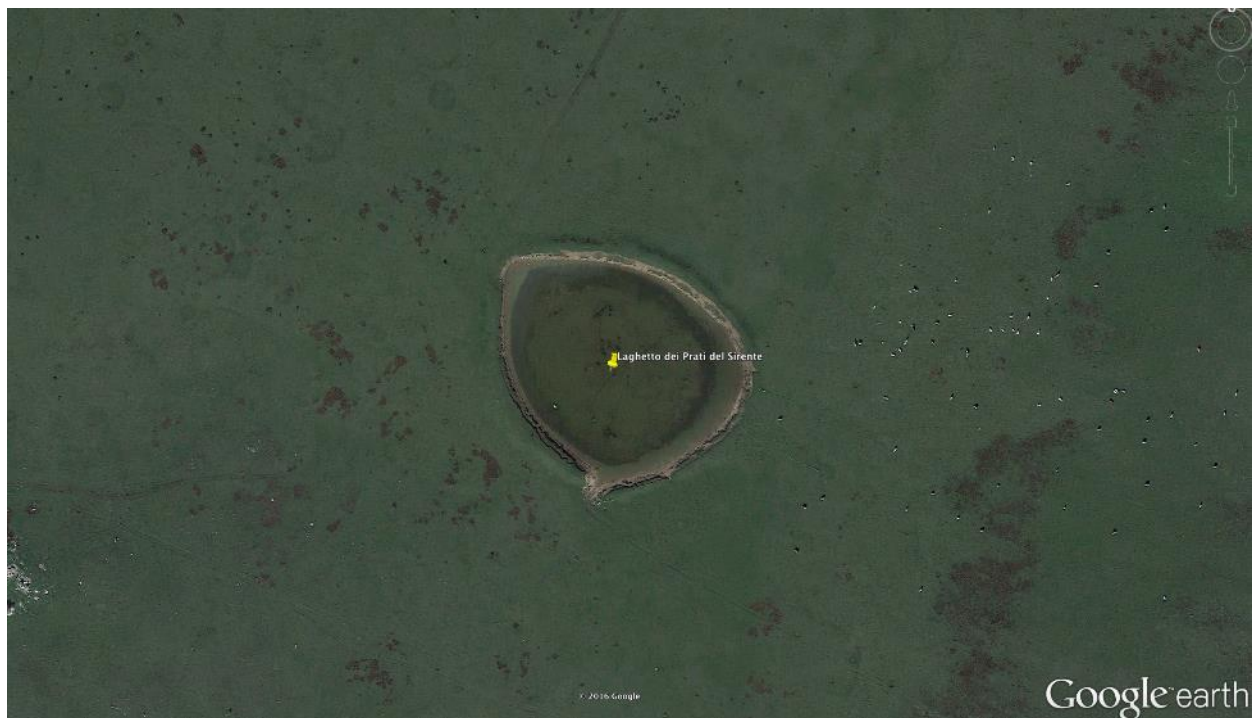


Figura 2. Particolare del laghetto del Sirente

Circa la sua origine si è a lungo sostenuto che l'invaso sia stato prodotto da un meteorite o da un antico vulcano di fango ma successive e ripetute analisi da parte dell'Istituto Nazionale di Geologia e Vulcanologia (INGV) hanno accantonato queste ipotesi chiarendo che la depressione circolare che contiene il laghetto è probabilmente opera di pastori, interessati a creare un serbatoio d'acqua per la transumanza, che hanno forse rimodellato una delle doline carsiche non rare nell'area (Speranza et al., 2004; 2009).

Nell'invaso è presente una popolazione alloctona di carassi dorati *Carassius auratus* Linnaeus, 1758 derivante da introduzioni non autorizzate e nota dal 2005. Gli individui osservati hanno

livrea riconducibile sia alle forme domestiche (rosso-arancio e rosso-arancio-bianco) sia a quella selvatica (bruno-olivastra). Sono rappresentate tutte le classi di età ed è evidente una intensa attività riproduttiva.

Carassius auratus, originario dell'Asia orientale (Bruno, 1987), è stato introdotto in Europa a cominciare dalla fine del XVII secolo, quando venne importato a scopi ornamentali per la prima volta in Portogallo (in Inghilterra nel 1728). Oggi risulta diffuso nelle acque libere dell'intero continente asiatico, in Europa e in Nord America (Bruno, 1987). In Italia la sua presenza è frammentaria ed è sempre legata a immissioni accidentali o volontarie operate dall'uomo (Gandolfi *et al.*, 1991).

Si riproduce in primavera-estate. Secondo Gandolfi *et al.* (1991) è necessaria una temperatura relativamente elevata, intorno ai 20°C. Le uova vengono deposte in gran numero attaccate alla vegetazione sommersa. In condizioni controllate la schiusa avviene a 23°C in 5-7 giorni (Di Tizio e Di Tizio, 1990).

Il Parco Naturale Regionale Sirente-Velino ha affidato al G.Erp.A.M. (Gruppo Erpetologico Abruzzese e Molisano) l'eradicazione dal laghetto della popolazione di carassi dorati che rappresenta una minaccia per la fauna autoctona, in particolare per gli Anfibi, la cui distribuzione nel territorio in esame è frammentaria. Caratteristiche idrografiche, degrado ambientale e immissione di specie ittiche aliene rappresentano infatti i fattori limitanti che più incidono sulla conservazione di questa classe (Di Nino, 2015). Il laghetto Prati del Sirente riveste particolare importanza per il suo valore naturalistico: qui sono state censite 4 specie di Anfibi (*Triturus carnifex*, *Lissotriton vulgaris*, *Bufo bufo* e *Pelophylax kl. hispanicus*), cioè il 40% delle 10 per le quali è documentata la presenza almeno con una segnalazione certa negli ultimi dieci anni nel Parco Naturale Regionale Sirente-Velino (Di Nino, 2015) e il 28,6% delle 14 note nel territorio regionale abruzzese (Ferri *et al.*, 2007). L'invaso rappresenta quindi uno dei siti riproduttivi più importanti per la batracofauna all'interno del Parco (Di Nino, 2015).

Materiali e metodi

L'intervento è stato organizzato in due fasi:

- A. **Studio preliminare** teso a: i) individuare - attraverso ricerche su Google Maps e successive verifiche sul campo - un sito di destinazione idoneo per i carassi catturati nel quale non fossero presenti condizioni analoghe a quelle per le quali si rende necessaria l'eradicazione e privo di collegamenti, anche in caso di eventi eccezionali, con altri corpi idrici; ii) verificare l'assenza di rischi di tipo sanitario in esito alla traslocazione, in particolare in relazione ad eventuali malattie trasmissibili e denunciabili ai sensi del Regolamento di Polizia Veterinaria e del D.L.vo 148/2008.
- B. **Eradicazione** della popolazione di carassi dorati alloctoni dal laghetto del Sirente attraverso la cattura della totalità degli individui e la loro traslocazione in altro sito. La cattura è prevista in più sessioni con l'ausilio di elettrostorditore a zainetto a batteria IG 600 e di un natante in PVC a tre camere gonfiabili X-Ploder Alpha Trooper di dimensioni 2,70 x 1,52 m e carico massimo di 484 Kg. I valori di settaggio dell'elettrostorditore utilizzati per la cattura sono stati: frequenza di impulso 100 Hz, differenza di potenziale 200 v, potenziale di impulso 600 Vss e potenza 250 watts.

Risultati

È stato ad oggi concluso lo studio preliminare (fase A) mentre è stata soltanto avviata la fase B della eradicazione.

FASE A. Sulle base delle condizioni su esposte, è stato individuato un vaso artificiale di proprietà privata sito nei pressi della S.P. 68 Bolognaro-Musellaro, nel Comune di Bolognaro (PE), che: a) non ospita anfibi; b) non ha immissari né emissari; c) si trova ad una distanza da altri corpi idrici tale da non permettere che i pesci possano accidentalmente raggiungere le

acque libere anche in caso di straripamento conseguente a eventi meteo eccezionali (Figure 3 e 4).

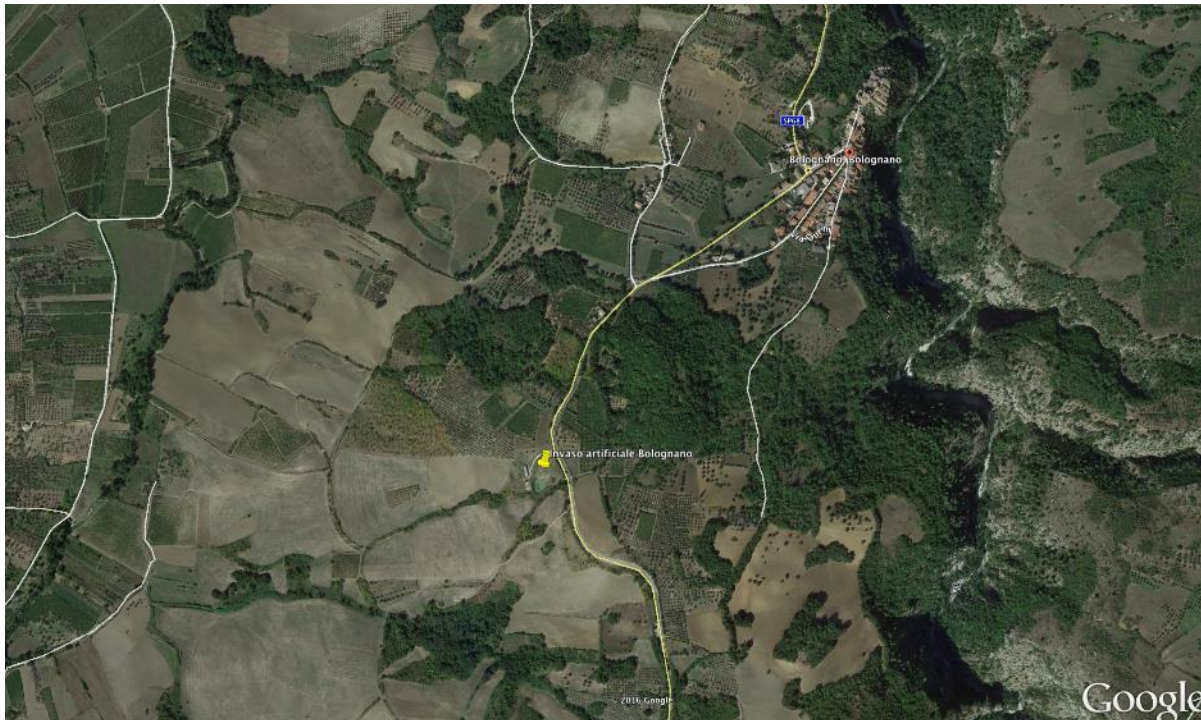


Figura. 3. Invaso artificiale sito nel Comune di Bolognano.



Figura 4. Particolare dell'invaso artificiale sito nel comune di Bolognano

Per verificare l'assenza di rischi sanitari nel mese di maggio 2016, con il dissolvimento del manto nevoso, gli autori, tutti soci del G.Erp.A.M., hanno effettuato un primo sopralluogo prelevando nell'occasione 81 carassi dorati di varie dimensioni e varie classi di età, catturati mediante l'elettrostorditore in punti diversi della pozza, affidati per le analisi all'Istituto

Zooprofilattico Sperimentale “G. Caporale” di Teramo e all’IZS delle Venezie di Legnaro (PD) per la ricerca di malattie trasmissibili e denunciabili ai sensi del Regolamento di Polizia Veterinaria e del D.L.vo 148/2008.

Dal 7 maggio al 9 giugno 2016 sono stati compiuti, presso gli IZS, sui campioni prelevati gli esami necroscopici. In particolare: **batteriologici standard** (terreni colturali, API 20E) su cuore, milza e rene che sono risultati negativi per la presenza di agenti patogeni batterici; **anatomo-patologico** su diversi organi e tessuti (cute, pinne, occhio, cavità orale, branchie, cavità celomatica, stomaco, intestino, fegato, milza, rene, vescica natatoria, encefalo, muscolatura cardiaca, muscolatura scheletrica, scheletro e gonadi) senza rilevare lesioni macroscopicamente osservabili.

Su un pool di cinque pesci scelti a campione, sono state inoltre condotte, attraverso l’isolamento su colture cellulari, le ricerche degli agenti virali di Setticemia Emorragica Virale (VHSV), Necrosi Ematopoietica Infettiva (IHNV) e Viremia Primaverile della Carpa (SVC). L’esito è risultato negativo per tali agenti patogeni.

Sono inoltre stati ricercati, attraverso tecniche di PCR, anche Herpesvirus dei ciprinidi (KHV) e Carp Edema Virus (CEV), da pool di organi e branchie. Anche per questi agenti patogeni l’esito è risultato negativo.

Con la individuazione dell’idoneo sito di destinazione e l’accertata assenza di patologie infettive trasmissibili, gli autori hanno ritenuto di poter avviare la fase B del progetto.

FASE B. Nel mese di agosto è stato realizzato un primo intervento di cattura e traslocazione finalizzato anche alla verifica delle condizioni operative per l’intervento e a una prima stima di massima degli individui componenti la popolazione.

Il perimetro totale del laghetto, al momento dell’intervento, è risultato essere di circa 365 m. Il gruppo ha effettuato la prima sessione di cattura percorrendo una fascia perimetrale dell’invaso di larghezza di circa mt 3 dalla riva per una lunghezza totale di circa mt 90 e una profondità media di circa 50 cm, con un unico passaggio ed uno sforzo di lavoro di 8 persone per 4 ore circa. La presenza abbondante nell’invaso di una stazione di *Potamogeton natans* ha reso invece impossibile il raggiungimento delle zone centrali anche con l’ausilio del natante.

Sono stati complessivamente catturati 637 pesci. La lunghezza totale minima rilevata su quest’ultimi è stata di 6 cm mentre la massima di 24 cm (media 9 cm) (Figura 5).



Figura 5. *Carassio* catturato.

Il peso medio calcolato per singolo pesce è stato pari a 18 g ed il peso complessivo del pescato di 11,466 kg. Il calcolo della densità (numero complessivo dei pesci catturati / superficie campionata) ha fornito valori di 2,4 pesci/m² mentre quello della biomassa (peso totale dei pesci catturati / superficie campionata) di 42,5 g/m².

Discussione

Tenuto conto dei risultati inizialmente ottenuti e delle difficoltà incontrate, si ritiene che: i) l'utilizzo del solo elettrostorditore non consenta di raggiungere efficacemente in tempi brevi l'obiettivo atteso; ii) sia indispensabile impiegare anche reti e ottimizzare i risultati con una pasturazione mirata in preparazione delle sessioni di cattura.

Si ritiene inoltre che, dopo il termine ufficiale dell'intervento, debbano essere previste sessioni semestrali di campionamento con elettrostorditore per un successivo triennio, per la verifica del positivo risultato dell'operazione. Tali azioni potranno essere incluse nelle attività di monitoraggio previste dal nuovo Progetto TRITURUS del Parco Naturale Regionale Sirente-Velino (Di Nino, 2015; Ferri & Di Nino, 2016).

Si ritengono indispensabili infine la sorveglianza periodica del sito e una capillare attività di campagna di sensibilizzazione per evitare che possano ripetersi analoghe immissioni di specie alloctone nel sito.

Bibliografia

- Bruno S. (1987). Pesci e crostacei d'acqua dolce. Giunti Barbèra, Firenze.
- Di Nino O., ed (2015). Il Progetto Batracofauna del Parco Regionale Sirente-Velino. pp. 196
- Di Tizio L., Di Tizio G. (1990). Pesci rossi e koi in acquario e all'aperto. Editoriale Olimpia, Firenze.
- Ferri V., Di Tizio L., Pellegrini Mr. (2007). Atlante degli Anfibi d'Abruzzo. Ianieri-Talea Edizioni, Pescara.
- Ferri V., Di Nino O. (2016). I progetti di *habitats management* per la conservazione delle popolazioni di anfibi del Parco regionale Sirente–Velino in Abruzzo. Comunicazione XI Convegno Nazionale S.H.I. Trento, 22-25 sett. 2016.
- Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P., Marconato A. (1991). I pesci delle acque interne italiane. Ministero dell'Ambiente, Unione Zoologica Italiana, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma.
- Stella E. (1984). Fondamenti di limnologia. Edizioni dell'Ateneo, Roma.
- Speranza F., Sagnotti L., Rochette P. (2004). An anthropogenic origin of the “Sirente crater”, Abruzzi, Italy. *Meteoritics & Planetary Science*, 39 (4): 635-649.
- Speranza F., Nicolosi I., Ricchetti N., Etiope G., Rochette P., Sagnotti L., De Ritis R., Chiappini M. (2009). The “Sirente crater field,” Italy, revisited. *Journal of Geophysical Research*, 114: B03103, 16 pp.

SPERIMENTAZIONE DI ESCHE PER LA CATTURA ED IL CONTROLLO DELLE POPOLAZIONI DELLA SPECIE INVASIVA *PROCAMBARUS CLARKII* GIRARD, 1852

TESTING BAITS FOR THE CATCH AND CONTROL OF THE INVASIVE SPECIE POPULATION *PROCAMBARUS CLARKII* GIRARD, 1852

ANDREA SABATINI^{*1}, CHIARA BALLOCCO², MARIA VALENTINA CANI¹, GIACOMO FRAU¹, CINZIA PODDA¹, PAOLO SOLARI², FRANCESCO PALMAS¹

1. Università degli Studi di Cagliari. Dipartimento di Scienze della Vita e dell'Ambiente, Via Tommaso Fiorelli n. 1, 09126 Cagliari (CA). *Corresponding author: Tel. 070.675.8084/ fax 070.6758022. E-mail address: asabati@unica.it
2. Università degli Studi di Cagliari. Dipartimento di Biologia Sperimentale, Sez. di Fisiologia Generale, Cittadella Universitaria Monserrato, 09042 Monserrato (CA).

Parole chiave: Gambero d'acqua dolce, specie aliena, tana, luce intermittente, esche.

Keywords: Crayfish, alien species, den, blinking light, bites.

Riassunto

In questo lavoro sono stati indagati il comportamento fototattico e alimentare del gambero rosso di palude *Procambarus clarkii*. Per valutare la loro sensibilità alla luce e alle preferenze alimentari, gli individui sono stati sottoposti a esperimenti di laboratorio in ambiente controllato al fine di pianificare future azioni per il loro contenimento e mitigazione. Per definire il diametro di ingresso delle trappole/tane abbiamo condotto una serie di test tra diametri di differenti dimensioni (30 mm, 40 mm and 50 mm). Questo diametro è stato successivamente utilizzato per i seguenti test (foto tattico e preferenza alimentare). I dati sugli esperimenti condotti utilizzando mangime per gatti come esca hanno evidenziato una grande efficienza di cattura per gli adulti rispetto ai giovani. Al contrario, le prove effettuate usando come esca il fegato di manzo non mostravano differenze statisticamente significative. L'abilità di apprendimento, rilevata in tutte le prove, ha suggerito che l'attività di cattura in natura per il controllo delle popolazioni potrebbe essere più efficace se preceduta da una fase di imprinting con lo stesso tipo di esca che viene poi utilizzato nelle trappole.

Abstract

The phototactic and feeding behavior of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* were investigated. For evaluating their sensitivity to light and food preferences the specimens were tested under laboratory controlled conditions in order to planning future actions for their containment and mitigation. To define the inlet diameter of the traps/burrow we conducted a series of tests among different size diameters (30 mm, 40 mm and 50 mm). This diameter was then used for following tests (phototactic and feeding preferences). Data on trials conducted using cat food as bait emphasize a greater efficiency for adults than juveniles. In opposite, the tests performed using the beef liver as bait didn't show statistically significant differences. The learning ability, detected in all trials, suggested that the activity of capture in nature for the control of populations could be more efficient if preceded by a step of supplying imprinting with the same type of bait which is then used in the traps.

Introduzione

Procambarus clarkii (Girard, 1852) è un gambero d'acqua dolce originario del nord-est del Messico e della parte più meridionale del nord America (Hobbs *et al.*, 1989), introdotto in Europa per scopi di allevamento ed acquariofilia (Gherardi & Holdich, 1999). La sua capacità di adattarsi alle condizioni ambientali più estreme gli ha consentito una rapida diffusione in tutto il continente (Aquiloni & Gherardi, 2010), fino a diventare una specie esotica invasiva di rilevanza internazionale (Carvalho *et al.*, 2016). Per tale motivo di recente è stata inserita nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale (U.E. n. 1141/2016) sulle quali “è opportuno attuare misure efficienti al fine di contenerne la diffusione sino all'eradicazione quando possibile”.

La specie è stata segnalata per la prima volta in Italia nel 1989 in Piemonte (Del Mastro, 1992) e si è espansa rapidamente in diverse province del nord e centro Italia (Gherardi *et al.*, 2000). In Sardegna è stato segnalato per la prima volta nel 2005 nel bacino del Coghinas, risultando presente nel 30% dei bacini idrografici sardi (Mura *et al.*, 2006), ed è attualmente in continua espansione.

Ad oggi non esiste una tecnica facilmente attuabile e poco dispendiosa per contrastare la rapida diffusione del *P. clarkii*, pertanto risulta utile definire nuove strategie di immediato intervento basate sulla sua etologia sia riproduttiva che alimentare (Solari *et al.*, 2015).

A tal fine in questo lavoro sono state valutate le risposte comportamentali del gambero in ambiente controllato sia rispetto ad una fonte luminosa che ad esche alimentari. Per validare l'efficienza delle esche è stata inoltre testata la risposta comportamentale, in assenza di richiami, rispetto alla necessità di rifugiarsi dentro le tane.

I dati ottenuti consentono di ampliare le conoscenze sul comportamento del *P. clarkii* in ambiente controllato. Tali informazioni sono funzionali per la definizione di una strategia di contenimento delle popolazioni naturali e per la progettazione di un attrezzo di cattura selettivo per la specie, attualmente in fase di sperimentazione, che amplifichi gli effetti attrattivi di esche specie-specifiche.

Materiali e metodi

I 105 individui utilizzati per le sperimentazioni sono stati catturati mediante pesca elettrica in due corsi d'acqua della Sardegna meridionale (Rio Santa Lucia – Capoterra (CA); Rio Leni – Serramanna (VS)) e posti in vasca di stabulazione. Per le sperimentazioni sono state allestite altre due vasche ($V=0.3 \text{ m}^3$), con acqua pulita e non contaminata da cibo residuo. Tutti i test sono stati condotti nella stessa fascia oraria in condizioni di luce naturale, così da non interferire con i ritmi circadiani degli individui (De Miguel & Aréchiga, 1994; Fanjul-Moles *et al.*, 1996; Fanjul-Moles & Prieto-Sagredo, 2003; Ahmadi *et al.*, 2008). Le osservazioni comportamentali sono state registrate con una videocamera (Gopro®) opportunamente montata al centro della vasca per la successiva valutazione della reattività degli animali e dei tempi di individuazione dell'esca.

I gamberi utilizzati durante le sperimentazioni sono stati distinti mediante osservazioni morfologiche dei caratteri sessuali nelle seguenti categorie: giovanili (J) con caratteri sessuali non sviluppati, femmine (F) caratterizzate dalla presenza dell'*annulus ventralis* e maschi (M) con la presenza del petasma. In alcune elaborazioni statistiche i maschi (M) e le femmine (F) sono stati aggregati in un unico gruppo come adulti (A). Di ciascun individuo è stato rilevato il peso ($W \text{ g}^{-1}$) e la misura del cefalotorace ($LC \text{ mm}^{-1}$) e opportunamente marcato mediante pennarello indelebile.

Per definire il migliore diametro di ingresso delle trappole/tane sono stati testati 45 individui equamente suddivisi per le 3 categorie J, F e M con un rapporto di 1:1.

I valori medi di LC per categorie sono: 18.7 ± 2.57 mm (J), 32.4 ± 5.2 mm (F), 31.7 ± 3.7 mm (M). I test sono stati effettuati posizionando nella vasca di sperimentazione 6 tubi in PVC con diametri di 30 mm, 40 mm e 50 mm, valutati come dimensioni di ingresso possibili in funzione delle dimensioni medie degli animali. Per tale sperimentazione gli individui sono stati testati singolarmente e una sola volta. Il diametro ideale, identificato con tale sperimentazione, è stato in seguito utilizzato per i successivi test sull'efficienza delle esche.

Per valutare la capacità attrattiva sono state scelte un'esca di tipo visivo costituita da luce a LED intermittente (LI) (rosso, azzurro e verde) e due di tipo alimentare rappresentate da bocconcini umidi per gatti (BG) e da fegato di bovino (FB) oltre ad un test senza esche considerato di controllo (CT). La vasca di sperimentazione è stata allestita con due tubi in PVC (a simulare una tana) posizionati sui due lati opposti in cui, su uno di questi, casualmente è stata posizionata l'esca (Figura 1). Per consentire una maggior diffusione degli stimoli odorosi all'interno della vasca, le esche alimentari sono state spezzettate e compattate all'interno di un contenitore forato immesso in un tubo sperimentale (a simulare una tana) 2 minuti prima di ciascuna prova. L'esca BG è stata compattata all'interno di un contenitore forato mentre FB è stata resa disponibile per l'alimentazione dell'animale in fase sperimentale. Il tubo privo di esca è stato considerato come CT, per valutare l'eventuale occupazione esclusivamente come rifugio e non dovuta alla presenza dell'attrattivo.

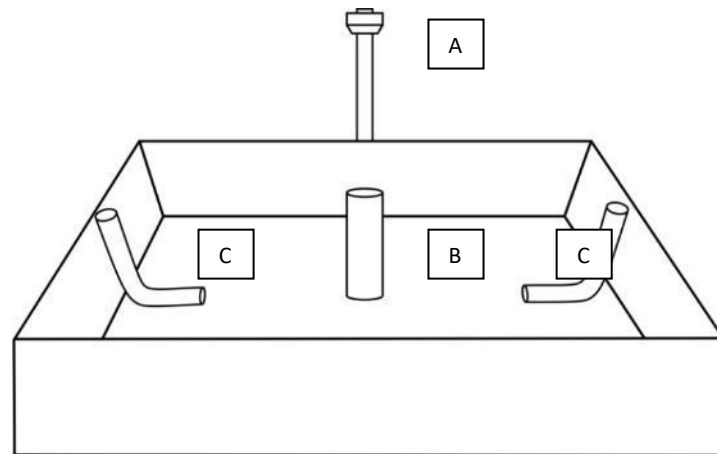


Figura 1. Allestimento della vasca per la sperimentazione delle esche specifiche. A = Videocamera con supporto per la ripresa comportamentale; B = Cilindro per l'inserimento degli individui; C = Tubi sperimentali (di controllo e innescato).

Ogni individuo è stato testato per 15 minuti; con tempi di risposta superiori i test sono stati considerati negativi. In questa fase su ogni individuo sono state condotte 3 repliche sperimentali, con intervalli minimi di tempo tra un esperimento e l'altro: 48 ore per i test con esca non-alimentare (LI) e 10 giorni per i test con esca alimentare (BG, FB). Le risposte comportamentali sono state considerate sulla base della locomozione orientata (Acquistapace *et al.*, 2002), distinguendo gli individui in reattivi (RE) e non-reattivi (NR). Per ciascuna tipologia di esca (LI, BG, FB e CT) sono stati utilizzati 15 esemplari, di cui 10 adulti e 5 giovanili, sottoposti a 3 repliche da 15 minuti ciascuno, per un totale di 60 individui (180 test e 2700 min di osservazione).

Tutti i valori percentuali ottenuti sono stati validati con il test statistico "Z-Test" al fine di determinare la diversa capacità di ingresso nelle tane artificiali sia tra le categorie J e A ($H_0: A=J$; $H_1: A \neq J$), che tra M ed F ($H_0: F=M$; $H_1: M \neq F$). Il medesimo test è stato applicato anche per valutare la diversa capacità tra A e J di intanarsi nei diversi diametri dei tubi in PVC che simulano l'ingresso di una tana.

Nei test eseguiti per determinare la reattività alle esche da parte di J e A, la percentuale di RE per ciascuna replica è stata relazionata al tempo medio di reazione ($T_{\text{medio}} \pm \text{d.s.}$). Tutti i dati di RE sono stati inoltre confrontati con il campione di controllo (CT) applicando il test statistico del χ^2 . Il test è stato applicato sia considerando la totalità delle repliche per entrambe le categorie (A, J), sia considerando le singole prove sperimentali condotte su ciascun individuo.

Risultati e discussione

Dagli esperimenti sulla valutazione del diametro ideale di ingresso in tana è emerso che il 100% dei giovanili (J) ha reagito positivamente, mentre per gli adulti (A) si è intanato solo il 73,33% ($M=59,09\%$; $F=40,91\%$). Tuttavia la totalità degli adulti (A) ha preferito il diametro maggiore (50 mm), mentre i giovanili (J) non hanno mostrato preferenze significative, come confermato dallo Z-test eseguito a coppie per le dimensioni dei tubi di ingresso (30 vs 40: $Z = -0.324$, $P = 0.4$; 30 vs 50: $Z = -0.3$, $P = 0.3$; 40 vs 50: $Z = -0.324$, $P = 0.4$) (Tabella I). Statisticamente non sono emerse differenze significative né per quanto riguarda il comportamento tra i due sessi ($Z_{\text{test}} = 2.070$, $P = 0.700$), né tra le categorie A e J ($Z_{\text{test}} = -1.597$, $P = 0.824$).

Tabella I. Percentuali di entrata in tana nei diversi diametri di ingresso tana per le 2 categorie: adulti (A), giovanili (J).

	% 30mm	% 40mm	% 50mm	Tot %
Adulti (A) Osservati	0	0	100	100
Giovani (J) Osservati	26.7	46.6	26.7	100

In conseguenza di tali risultati tutte le sperimentazioni sulle esche sono state portate avanti con un tubo di 50 mm Ø al fine di poter considerare questo efficace sia per A che per J.

Dai tempi di risposta dei test, condotti sugli attrattivi, si evince come la tipologia di esca che più velocemente ha attratto gli individui sia stata quella di tipo visivo (LI), con tempi di reazione medi di 1.21 ± 1.40 min per J e di 2.49 ± 2.75 min per A. Buona attrattività ha avuto anche l'esca BG con una maggiore efficacia per A rispetto a J (57% vs 40%), e tempi medi di ingresso in tana di 4.14 ± 4.42 min (A). Per l'esca FB gli individui hanno risposto molto lentamente con tempi medi di risposta di 9.13 min e di 6.65 min per i J per gli A rispettivamente.

Questi risultati vengono confermati dai dati di reattività. Confrontando il totale delle risposte positive nelle 3 repliche di LI con CT le differenze sono risultate statisticamente significative ($\chi^2 = 4.36$; $P = 0.037$), confermando l'efficacia dell'esca visiva come attrattore. Tali differenze sono risultate più marcate analizzando esclusivamente i dati della prima replica di ciascun animale ($\chi^2 = 4.80$; $P = 0.002$). La riduzione nelle risposte positive con il susseguirsi delle repliche sembrerebbe essere una conseguenza della capacità di apprendimento, che ha determinato di fatto una perdita d'interesse per l'esca luminosa (Figura 2).

Il confronto tra la reattività dell'esca BG con il controllo (CT) mostra anche in questo caso differenze statisticamente significative ($P < 0.05$). Anche in questo caso si evidenzia un crescente disinteresse da parte degli individui alla tipologia di esca alimentare, che è stata resa inaccessibile poiché chiusa dentro il contenitore forato.

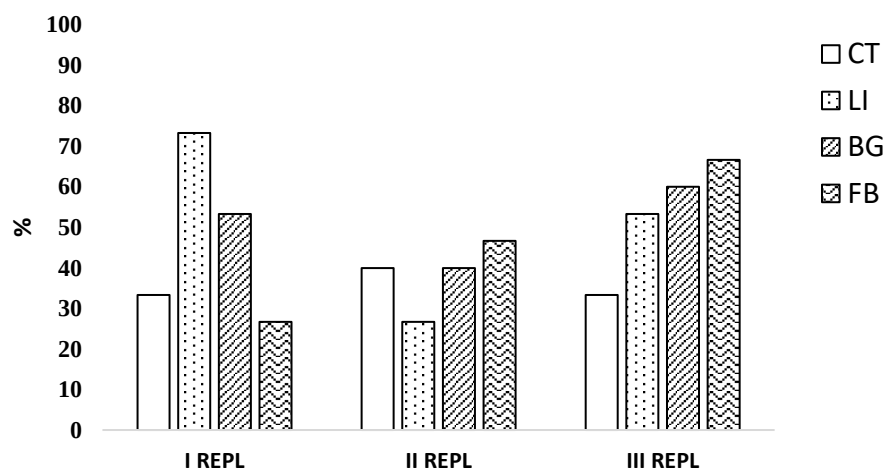


Figura 2. Percentuale di individui reattivi (RE) negli esperimenti con le esche per le 3 repliche (REPL) effettuate su ciascun animale.

I test con l'esca FB sono stati gli unici effettuati inserendo l'esca direttamente dentro la tana, quindi realmente accessibile agli individui per l'alimentazione. Contrariamente a quanto osservato con i test precedenti si assiste ad un progressivo incremento delle percentuali di risposte positive con 27%, 47% e 67% rispettivamente per la I, II e III replica, mostrando di fatto anche in questo caso una spiccata capacità di apprendimento dell'animale. Il confronto mediante test χ^2 delle risposte positive nella III replica con CT ha mostrato differenze altamente significative ($P = 0.02$).

Conclusioni

L'invasione di specie alloctone rappresenta una delle principali cause di perdita di biodiversità nelle acque interne. *P. clarkii* è la specie che ha avuto negli ultimi decenni la maggiore e più rapida diffusione in Europa e nel mondo, così come in Italia, (Aquiloni & Gherardi, 2010).

Lo studio comportamentale in ambiente controllato rappresenta un importante contributo per la programmazione di un piano di contenimento delle popolazioni. Gli esperimenti condotti e riportati in questo lavoro, ci hanno consentito di definire il diametro ottimale di ingresso in tana sia degli adulti che dei giovanili (50 mm).

Le sperimentazioni sugli attrattori, sia visivi che alimentari, hanno confermato la grande capacità di apprendimento della specie (Arzuffi *et al.*, 1996). In particolare i test eseguiti con esca luminosa (LI) hanno evidenziato un fototropismo positivo nella specie. I bocconcini umidi per gatti (BG) hanno mostrato una maggiore efficacia rispetto al fegato di bovino (FB) nella prima replica. Tuttavia l'impossibilità di raggiungere BG a differenza di FB, ha determinato lo sviluppo di un apprendimento che ha indotto gli individui a far accrescere l'interesse nei confronti di FB a discapito di BG.

Molto probabilmente l'applicazione delle esche combinate aumenta il potere attrattivo nei confronti della specie. L'esca visiva svolge infatti un ruolo di attrazione iniziale, aumentando il raggio d'azione della trappola in relazione all'oscurità e torbidità delle acque, favorendo un avvistamento da lunghe distanze. Questa induce l'individuo a muoversi verso l'impulso luminoso e a percepire in successione la seconda fonte di richiamo, rappresentata dall'esca alimentare.

La capacità di apprendimento, rilevata in tutti gli esperimenti, suggerisce che l'attività di cattura in natura per il controllo delle popolazioni potrebbe risultare più efficiente se preceduta da una fase di imprinting alimentare con la stessa tipologia di esca che poi viene utilizzata nelle

trappole. L'economicità e la facile reperibilità degli attrattori sperimentati in questo lavoro risultano di facile impiego per la cattura di questo gambero, rispetto ad altri sistemi, quali l'uso di raggi X per la sterilizzazione (Aquiloni *et al.*, 2009) o di feromoni e ormoni (Aquiloni & Gherardi, 2010; Manfrin *et al.*, 2016), che seppur innovativi risultano estremamente dispendiosi e poco applicabili.

Tutte queste indicazioni sono fondamentali per la progettazione di una trappola specie specifica capace di ottimizzare l'efficienza di richiamo degli attrattori. I test in natura di queste esche e di una trappola "a tana" specifica ci consentiranno di valutare l'effettiva efficienza del sistema di cattura per il contenimento dell'espansione delle popolazioni di *P. clarkii*.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato portato avanti grazie al finanziamento della Fondazione Banco di Sardegna Progetto N° 8606 “Progettazione e sperimentazione di trappole ed esche per la cattura ed il controllo delle popolazioni della specie invasiva *Procambarus clarkii* (gambero della Louisiana)”.

Bibliografia

- Acquistapace P., Aquiloni L., Hazlett B.A., Gherardi F. (2002). Multimodal communication in crayfish: sex recognition during mate search by male *Austropotamobius pallipes*. *Canadian Journal of Zoology* 80, 2041-2045.
- Aquiloni L., Becciolini A., Berti R., Porciani S., Trunfio C., Gherardi F. (2009). Managing invasive crayfish: use of X-ray sterilisation of males. *Freshwater Biology* 54, 1510–1519.
- Aquiloni L., Gherardi F. (2010). The use of sex pheromones for the control of invasive populations of the crayfish *Procambarus clarkii*: A field study. *Hydrobiologia* 649, 249-254.
- Ahmadi, Kawamura G., Vazquez Archdale M. (2008). Mechanisms of Phototaxis in American Crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). Following Different Methods of Trapping. *Journal of Fisheries and Aquatic Science* 3, 340-352.
- Arzuffi R., Salinas-Loera C., Racotta S.I. (1996). Food aversion learning induced by lithium chloride in the crayfish *Procambarus clarkii*. *Physiology & Behavior* 68, 651-654.
- Carvalho, F. Pascoal, C. Cássio, F. Sousa, R. (2016). Direct and indirect effects of an invasive omnivore crayfish on leaf litter decomposition. *Science of The Total Environment* 541, 714-720.
- De Miguel F.F., Arechiga H. (1994). Circadian locomotor activity and its entrainment by food in the crayfish *Procambarus clarkii*. *Journal of Experimental Biology* 190: 9-21.
- Del Mastro G.B. (1992). Sull'acclimatazione del gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) nelle acque dolci italiane. *Pianura Suppl. di Provincia Nuova* 4: 5-10.
- Fanjul-Moles M.L., Miranda-Anaya M., Prieto-Sagredo J. (1996). Circadian Locomotor Activity Rhythm During Ontogeny in Crayfish *Procambarus clarkii*. *Chronobiology International* 13, 15-26.
- Fanjul-Moles M.L., Prieto-Sagredo J. (2003). The Circadian System of Crayfish: A Developmental Approach. *Microscopy Research and Technique* 60(3), 291-301.
- Gherardi F., Holdich D.M. (1999). Crayfish in Europe as Alien Species. How to Make the Best of a Bad Situation? Balkema A.A., Rotterdam, The Netherlands. *Freshwater Biology* 54, 1510-1519.
- Gherardi F., Raddi A., Barbaresi S., Salvi G. (2000). Life history patterns of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in an irrigation ditch in Tuscany. In *The biodiversity crisis and Crustacea* (von Vaupel Klein J.C., Schram F.R., eds), Rotterdam: Balkema A.A. pp. 99-108.

- Hobbs III H.H., Jass J.P., Huner J.V. (1989). A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two north American species (decapoda, cambaridae). *Crustaceana* 56, 299-316.
- Manfrin C., Piazza F., Cocchietto M., Antcheva N., Masiello D., Franceschin A., Peruzza L., Bonzi L.C., Mosco A., Guarnaccia C., Sava G., Giulianini P.G. (2016). Can peptides be orally-delivered in crustaceans? The case study of the Crustacean Hyperglycaemic Hormone in *Procambarus clarkii*. *Aquaculture* 463, 209–216.
- Mura M., Orrù F., Davini M. A., Massidda P., Cau A. (2006). Prima segnalazione della specie alloctona *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Crustacea, Decapoda) in Sardegna. In: *Atti del XVIII Congresso Internazionale Sicurezza alimentare, Rischio biologico e chimico, Certificazione integrata, Biomonitoraggio ambientale*, Vol. 2 (S. Dumontet, E. Landi, F. Pastoni, Eds), Roma: Ordine Nazionale dei Biologi pp.95–100.
- Solari P., Melis M., Sollai G., Masala C., Palmas F., Sabatini A., Crnjar R. (2015). Sensing with the legs: contribution of pereopods in the detection of food-related compounds in the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. *Journal of Crustacean Biology* 35, 31-37.

OSSERVAZIONI IN ACQUARIO SULLA FENOLOGIA DEL CARACIDE CIECO DELLE GROTTA ASTYANAX JORDANI

OBSERVATIONS IN AQUARIUM ABOUT BLIND CAVE FISH PHENOLOGY

LUCIANO DI TIZIO^{1,2}, NICOLETTA DI FRANCESCO², MASSIMILIANO PENNELLI³, GIOVANNI PLACENTILE¹

1. Associazione Acquariofili Abruzzese, via Salomone 112, 66100 Chieti, corresponding author: luciano.ditizio@virgilio.it
2. WWF Abruzzo, c/o WWF Chieti Pescara, via Ortona s.n.c., 66100 Chieti, abruzzo@wwf.it
3. Centro Studi Cetacei, via di Sotto 18/2, 65125 Pescara, centrostudicetacei@libero.it

Parole chiave: *Astyanax jordani*, *Characidae*, fenologia, acquario.

Keywords: Blind cave fish, *Characidae*, phenology, aquarium.

Riassunto

Vengono presentate osservazioni in acquario condotte per alcuni anni con il caracide cieco delle grotte *Astyanax jordani*, in particolare su 28 individui (14 femmine e 14 maschi) allevati dagli autori per l'intera loro esistenza. Le osservazioni hanno riguardato la durata della vita, lo sviluppo dell'occhio e le dinamiche di alimentazione.

Abstract

The work presents a study about 28 (14 males and 14 females) *Astyanax jordani* (Blind cave fish, *Characidae*) in aquarium. The observations have been focused on the lifespan, on the development of the eye and on feeding (mode, type etc.).

Introduzione

Il caracide cieco delle caverne *Astyanax jordani* (Hubbs & Innes, 1936), è un piccolo pesce d'acqua dolce, lungo al massimo 9 cm, diffuso nelle acque sotterranee delle grotte del Messico, evoluzione recente di *Astyanax mexicanus* De Filippi, 1853.

Inizialmente descritto da C. L. Hubbs e W. T. Innes come *Anoptichthys jordani* (in onore di Basil C. Jordan che aveva fornito i pesci utilizzati per la prima descrizione) è stato successivamente considerato sottospecie ipogea di *Astyanax mexicanus* e infine restituito al rango di specie come *Astyanax jordani* dal lavoro di Espinosa Pérez et al (1993), le cui conclusioni sono state confermate da studi successivi (es.: Eschmeyer, 2014). È stato ed è anche considerato sottospecie (es.: IUCN 2013.2) o fenotipo (es.: Rohner et al., 2013) di *Astyanax mexicanus* o fenotipo di *A. fasciatus* (Cuvier, 1819) (es.: Wilkens, 1988; Langecker et al., 1995).

La specie, scoperta negli anni '30 del secolo scorso nella Cueva Chica, è stata successivamente trovata in altre 28 grotte, tutte nel Messico nordorientale. Si tratta di caverne isolate le une dalle altre e questo suggerisce che l'adattamento all'oscurità (perdita della vista e della pigmentazione) si sia evoluto indipendentemente nelle varie popolazioni con risultati analoghi per convergenza evolutiva. Lo studio dell'albinismo in tre popolazioni di diverse grotte (Molino, Machon e Japones) ha mostrato infatti che l'incapacità di produrre melanina è causata da mutazioni dello stesso gene diverse in ognuna delle popolazioni (Borowsky, 2011). Analogamente avviene per gli occhi. Incrociando degli ibridi, Wilkens (1988) ha stimato che gli occhi piccoli siano dovuti a mutazioni di circa 10 geni differenti in ogni popolazione. Ipotesi

confermata dalla successiva mappatura del genoma dei pesci di grotta (Borowsky, 2011). Secondo Rohner *et al.* (2013) il repentino cambiamento delle condizioni ambientali avrebbe potuto, attraverso l'inibizione dell'attività bloccante della proteina HSP90, risvegliare varianti geniche nascoste portando alla nascita di esemplari con occhi più grandi o più piccoli. Questi ultimi negli *Astyanax cavernicoli* si sarebbero affermati in quanto meno inutilmente dispendiosi sino ad arrivare, attraverso successive selezioni, alla completa cecità. L'evoluzione cioè avverrebbe sia attraverso la selezione di nuove mutazioni che grazie alla selezione di mutazioni già presenti e inizialmente "criptiche". Insomma differenti cause con un unico risultato. L'evoluzione di *Astyanax jordani* è recente, come testimonia anche la atrofizzazione non completa con embrioni di occhi presenti sotto la pelle e la reversibilità dell'adattamento alla vita ipogea. Wilkens (1988) ha dimostrato che gli ibridi tra pesci provenienti da grotte diverse tendono a recuperare pigmentazione e rudimenti di occhi. Borowsky (2011) è andato oltre e ha sperimentalmente riottenuto una vista funzionante, sia pure per pochi mesi in giovane età, in una significativa percentuale (oltre il 41%) di ibridi inter-grotta tra pesci provenienti dalle caverne Tinaja e Molino. Una analoga situazione è stata osservata in natura col recupero della colorazione e della funzionalità degli occhi in parte della popolazione della grotta Sótano del Caballo Moro conseguente a un antico crollo nella volta con illuminazione parziale di uno dei laghi ipogei (Romero, 2009 e 2012).



Figura 1. Maschio con occhi eccezionalmente ben evidenti ma atrofizzati.



Figura 2. Femmina con ventre gonfio di uova.

Materiali e Metodi

Il presente lavoro è basato su osservazioni in acquario, utilizzate anche per articoli divulgativi (Di Tizio, 2011), iniziate nel settembre 2004 con l'acquisizione di 6 *Astyanax* (2 maschi e 4 femmine) e condotte in particolare su 28 individui nati a fine maggio 2006. Questi pesci (14 maschi e 14 femmine) sono stati seguiti dagli autori per l'intera loro esistenza (Fig. 1 e 2). Per le osservazioni sono stati utilizzati tre acquari di produzione industriale uno da circa 140 litri (cm 100x35xh40) e due da circa 55 litri (cm 50x30xh37), due vasche di produzione artigianale da circa 102 litri (cm 64x40xh40) e diverse vaschette in plastica per la schiusa delle uova. Le osservazioni sono state concentrate in particolare sulla durata della vita, sullo sviluppo dell'occhio e sulla alimentazione. La durata della vita è stata calcolata in mesi, considerando il mese intero dal 16° giorno.

Risultati e discussione

DURATA DELLA VITA

Tra le femmine la prima è deceduta il 29.6.2011 (61 mesi); l'ultima il 28.11.2013 (90 mesi) con una media, calcolata su tutti i 14 individui nati a fine maggio 2006, di circa 75 mesi. Tra i maschi il primo è morto il 3 agosto 2011 (62 mesi); l'ultimo, alla data di chiusura del presente lavoro (30.07.2016) è vivente, il penultimo è deceduto il 10.8.2015 (110 mesi). La media, calcolata su 13 individui, è di circa 82 mesi.

OCCHIO

L'occhio inizia lo sviluppo in modo del tutto analogo a quello delle specie non ipogee, ma già nelle larve, pur se abbastanza ben conformato e munito di un piccolo cristallino, si presenta di dimensioni ridotte.

I 28 avannotti di prima generazione presentavano tutti alla nascita occhi evidenti. Tra le 83 larve, frutto di tre diverse riproduzioni, complessivamente allevate dagli autori nel corso del presente lavoro, soltanto 3, pari al 3,6%, sono nate con l'occhio già celato sotto la pelle. Si tratta in ogni caso di strutture apparentemente normali ma inefficienti: il ripetuto tentativo di ottenere reazioni con l'improvvisa accensione di una lampada esterna all'acquario col fascio luminoso indirizzato direttamente sull'occhio delle larve non ha mai provocato alcun tipo di reazione. Stefanelli (1954a e 1954b) aveva osservato già alla metà del secolo scorso che negli *Astyanax* da lui esaminati il nervo ottico non collegava l'occhio con il cervello.

ALIMENTAZIONE

Sulla percezione e la ricerca del cibo e sull'alimentazione sono state compiute diverse osservazioni:

1. la presenza di cibo nella vasca viene percepita immediatamente attraverso: i) vibrazioni prodotte nel momento del contatto con la superficie dell'acqua; ii) movimento della possibile preda; iii) odore. Per attivare lo stimolo alla ricerca è stato sufficiente versare in una vasca da 55 litri una sola goccia del liquido nel quale erano state scongelate larve di *Chironomus* o di *Artemia salina*;
2. un oggetto immerso nell'acqua, sia un cucchiaino in plastica o un dito, viene rilevato rapidamente: gli *Astyanax* lo "assaggiano" trascurandolo completamente dopo aver accertato che non si tratta di cibo. Al contrario se sul cucchiaino o sul dito si spalma un qualsiasi alimento (nel nostro caso pastone per *Discus*) il pesce comincia avidamente a cibarsene e in breve tutti gli individui presenti nella vasca lo imiteranno;
3. viene attaccata qualsiasi potenziale preda compresi altri *Astyanax* di minore dimensione eventualmente aggiunti in vasca o individui in difficoltà. L'istinto al cannibalismo viene invece inibito se vengono immessi insieme numerosi nuovi individui della stessa specie;
4. la specie è onnivora nel senso più pieno della parola, vista la carenza di cibo in grotta: sono ugualmente appetiti animali di piccola taglia e qualsiasi vegetale. Gli individui morti vengono completamente divorati, lisca compresa, nell'arco di alcuni giorni. Analogamente uova e avannotti – anche la propria discendenza – sono predati con regolarità;
5. la ricerca del cibo, pure se attivata immediatamente (vedi punto 1), sembra procedere per tentativi ed errori, con un movimento incessante sino all'incontro pressoché casuale con la preda. In un semplice esperimento, realizzato celando parzialmente nella sabbia del fondo una singola larva di *Chironomus* scongelata e liberando subito dopo un *Astyanax* nella vasca, i tempi necessari perché il pesce trovasse il cibo, che comunque cercava nuotando all'impazzata, sono stati estremamente variabili: tra i 18" e i 2'07". La prova è stata ripetuta complessivamente 20 volte con 5 individui diversi. In analoghe condizioni (con la larva del tutto celata sotto la sabbia per impedire l'uso della vista) gli autori hanno osservato che il pesce gatto *Ictalurus sp.* si è invece sempre diretto senza esitazione sulla preda nascosta;
6. nonostante i movimenti dei pesci ciechi siano apparentemente identici a quelli dei pesci di superficie, l'allevamento in compagnia di individui normodotati, pure consigliato nella letteratura acquariofila (es: Drawes, 2006), comporta evidenti difficoltà per il caracide cieco svantaggiato nella competizione alimentare, situazione che si ribalta in una vasca oscurata.

Conclusioni

Le osservazioni qui riferite, pur con la cautela necessaria, indurrebbero a ipotizzare che linea laterale e olfatto vengano certamente utilizzati anche per la percezione del cibo ma non per la sua individuazione e che soltanto la conformazione delle grotte, con anfratti e zone favorevoli alla schiusa delle uova e alla crescita delle larve, consenta in natura il rinnovamento delle varie popolazioni di *Astyanax*.

Quelle qui presentate sono in ogni caso prime osservazioni, ottenute in condizioni comunque non naturali. I risultati vanno necessariamente interpretati con cautela.

Bibliografia

- Borowsky R., 2011. Restoring Vision to Blind Cave Fish. *Tropical Fish Hobbyist*, LIX, 662 (9): 78-81.
- Di Tizio L., 2011. I pesci ciechi. *Aquariophylia*, 1: 38-43.
- Drawes J., 2006. La sardina cieca *Astyanax jordani*: curiosità e consigli per l'allevamento. *aquarium*, 4: 24-26.
- Eschmeyer W. N. (Ed), 2014. Catalog of Fishes. California Academy of Sciences, San Francisco: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>. Consultato on line il 30.07.2016
- Espinosa Pérez H., Gaspar Dillanes M. T., Fuentes Mata P. 1993. Listados faunísticos de México. III. Los peces dulceacuícolas Mexicanos. Univ. Nacional Autónoma de México. 1-98 + map.
- Hubbs C. L., Innes W. T., 1936. "The first know blind fish of the family Characidae: a new genus from Mexico". *Occ. Pap. Mus. Zoo.* 342: 1-7. University of Michigan.
- IUCN, 2013. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2
- Langecker T.G., Wilkens H., Schmale H., 1995. Developmental constraints in regressive evolution: studies of the expression of the γ s-crystallin gene in the developing lens of cave-dwelling *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) (Teleostei, Characidae) by in situ hybridization. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 33 (2): 123-128
- Rohner N., Jarosz D.F., Kowalko J.E., Yoshizawa M., Jeffery W.R., Borowsky R.L., Lindquist S., Tabin C.J., 2013. "Cryptic Variation in Morphological Evolution: HPS90 as a Capacitor for Loss of Eyes in Cavefish". *Science*, 6146 (342): 1372-1375.
- Romero A., 2009. Cave biology: life in darkness. Cambridge University Press, Cambridge and New York.
- Romero A., 2012. La vita nelle profondità sotterranee. *Le Scienze* 525: 86-93
- Stefanelli A., 1954a: I pesci cavernicoli e i problemi connessi con l'atrofia degli occhi. *Acquario*, V, 1: 2-7.
- Stefanelli A., 1954b: Il tetto ottico di pesci ciechi cavernicoli nei riguardi del differenziamento specifico dei neuroni. *Rendiconti Accad. Lincei*, 16 (5): 277-282.
- Wilkens H., 1988. Evolution and Genetics of Epigeal and Cave *Astyanax fasciatus* (Characidae, Pisces). Support for the Neutral Mutation Theory. *Evolutionary Biology*, 23: 271-367.

RINVENIMENTO DI *PROCAMBARUS CLARKII* (GIRARD, 1852) NEL BASSO CORSO DEL TORDINO

FIRST REPORT OF *PROCAMBARUS CLARKII* (GIRARD, 1852) IN THE LOW RIVER TORDINO COURSE

ANGELO CAMELI^{1,2}, FRANCESCO DI TORO^{1,2}, LUCA BRUGNOLA^{1,2}, MARCO A. L. ZUFFI³, MARCO MANGIACOTTI⁴, ROBERTO SACCHI⁴, MATTIA FALASCHI⁵

1. Societas Herpetologica Italica Sez. Abruzzo-Molise “Antonio Bellini; Corresponding author: Angelo Cameli, segreteria@gerpam.it
2. Gruppo Erpetologico Abruzzese e Molisano;
3. Museo di Storia Naturale e del Territorio Università di Pisa;
4. Dipartimento di Scienze della Terra e dell’Ambiente dell’Università degli Studi di Pavia
5. Museo Civico di Storia Naturale, Milano.

Parole chiave: *Procambarus clarkii*, prima segnalazione, Tordino, Teramo.

Keywords: *Procambarus clarkii*, first report, Tordino, Teramo.

Riassunto

Procambarus clarkii (Girard, 1852) è una specie originaria delle aree palustri e fluviali degli Stati Uniti centro-meridionali e del Messico nord-orientale. È presente in Europa come specie alloctona ad elevato potenziale invasivo. Sono note diverse popolazioni naturalizzate in Italia settentrionale e centrale, in maniera minore in quella meridionale. La presenza della specie in Abruzzo è oggi accertata nella sola provincia de L’Aquila. Nel presente lavoro è riportata la prima osservazione di *P. clarkii* lungo il basso corso del fiume Tordino in provincia di Teramo.

Abstract

Procambarus clarkii (Girard, 1852) is a native species of marshes and river areas of central and southern United States and northeastern Mexico. It is present in Europe as a non-native species with high invasive potential. Different populations are known to be naturalized in northern and central Italy, and lesser in the south. The presence of this species in Abruzzo is known only in the province of L’Aquila. This paper reports the first report of *P. clarkii* along the river Tordino in the province of Teramo.

Introduzione

Il gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) è una specie originaria delle aree palustri e fluviali degli Stati Uniti centro-meridionali e del Messico nord-orientale (Crandall, 2010). È presente nel continente Europeo come specie alloctona, inizialmente importata e allevata per il consumo umano e successivamente naturalizzata. Al contrario del principale gambero di fiume autoctono *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) che predilige ambienti a carattere torrentizio con acque limpide e ben ossigenate (Di Tizio et al., 2014), *P. clarkii* sopravvive anche in acque a carattere lenticale e scarsamente ossigenate. Le sue spiccate capacità adattive, di versatilità trofica, di resistenza e di tolleranza a condizioni ambientali estreme, la rendono una specie con elevato potenziale invasivo (Barbaresi et al., 2004). È, inoltre, vettore dell’agente eziologico responsabile della Peste del Gambero, *Aphanomyces astaci* (Schilora, 1906). Ad oggi, le popolazioni italiane di gamberi alloctoni, costituite per la maggior parte da *P. clarkii* ma in misura minore anche da altre specie, sono ben più abbondanti di quelle autoctone (Aquiloni et al., 2010).

In Italia *P. clarkii* è ampiamente diffuso nelle regioni settentrionali, in particolare in Lombardia e Veneto per gran parte della Pianura Padana. Al centro sono note diverse popolazioni nelle Marche, in Umbria, nel Lazio e in Toscana, mentre la presenza di popolazioni nelle regioni meridionali e insulari sembra essere ancora ridotta. La presenza di questo gambero è nota anche in Abruzzo, limitatamente alla sola provincia de L'Aquila (Morpurgo et al., 2010). Non si conoscono dati sulla presenza di questa specie nelle altre 3 province abruzzesi.

Nel presente lavoro è riportata la prima osservazione di *P. clarkii* lungo il basso corso del fiume Tordino in provincia di Teramo.

Materiali e metodi

Gli autori, nel quadro delle ricognizioni sul campo per la stesura e l'aggiornamento degli atlanti erpetologici della Provincia di Chieti (Di Tizio et al., 2010), della Provincia di Pescara (Brugnola et al., 2013), della provincia di Teramo (Cameli et al., 2015) e della provincia de L'Aquila (Posillico et al., *in press*) hanno avviato una contestuale ricerca sulla presenza di *P. clarkii* in Abruzzo.

Il territorio in esame (Fig. 1) è stato interamente esplorato, tra il 2008 e il 2016, con ricerca a vista lungo transetti prefissati. Nel caso di raccolte d'acqua di piccole dimensioni, il transetto ha riguardato l'intero perimetro. Sono stati visitati corsi d'acqua, stagni, canali e rivi minori incontrati nel corso delle escursioni sul campo, condotte lungo l'intero arco dell'anno ma con maggiore intensità nel periodo febbraio-ottobre, dalle prime ore del mattino al crepuscolo. Nell'ambito di tali ricerche la presenza/assenza di *P. clarkii* è stata verificata attraverso osservazioni a vista e l'esame delle zone di riva potenzialmente colonizzate con l'aiuto di un retino immanicato con rete di maglie sottili. I dati raccolti sono stati georeferenziati con coordinate WGS84 in gradi decimali. Non è stata invece effettuata alcuna stima sulla densità di popolazione. Il 18 maggio 2016, un individuo morto di *P. clarkii* è stato rinvenuto in località Colleranese di Giulianova (TE), all'interno di uno stagno formatosi in una cava di inerti attualmente dismessa.

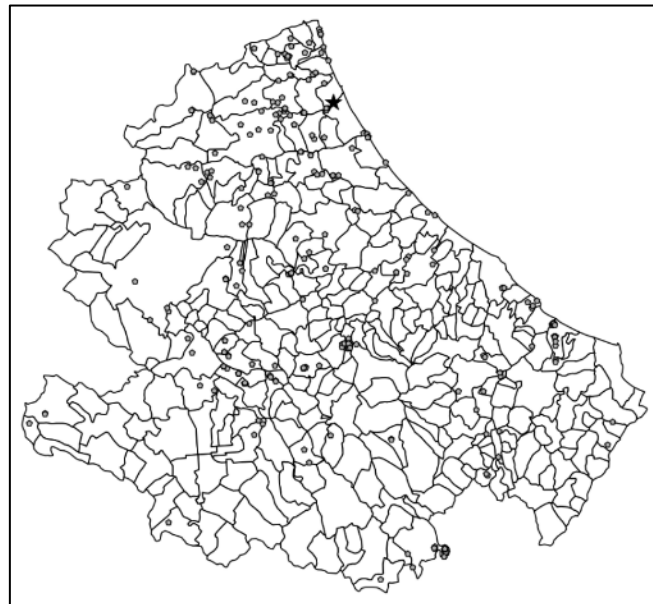


Figura 1. Mappa dei siti esplorati per la ricerca. In evidenza (★) il sito di ritrovamento di *P. clarkii*.

Il sito, (coordinate geografiche 42.718349° N, 13.948889° E) a un'altitudine di 14 m s.l.m., si localizza a poche decine di metri a nord del fiume Tordino, nel suo basso corso, e a circa 3,5 km dalla sua foce. Ulteriori osservazioni sono state effettuate durante un secondo sopralluogo

del sito effettuato in data 10 agosto 2016, in cui sono stati rinvenuti, all'interno dello stesso stagno, un individuo vivo di *P. clarki* e una chela, raccolta al momento e successivamente conservata in etanolo.

Risultati e conclusioni

Lo stagno oggetto della segnalazione è costituito da acque poco profonde (profondità max < 1 metro) e presenta vegetazione acquatica costituita in prevalenza da *Phragmites australis* solo in prossimità delle sponde.

I dati raccolti nel presente lavoro sono ancora insufficienti per stabilire se esista una popolazione riproduttiva di *P. clarkii* nel sito investigato. Tuttavia, tali osservazioni rappresentano un punto di inizio per la realizzazione di uno studio mirato sulla consistenza della popolazione e per la valutazione dell'impatto ambientale della stessa, considerando che la specie è stata inclusa nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale contenuto nel Regolamento di Esecuzione (UE) 2016/1141 del 13 luglio 2016. Sarebbe inoltre necessario estendere l'area di indagine anche agli ambienti limitrofi al sito identificato, in modo da definirne un areale di distribuzione. La raccolta di queste informazioni è sicuramente necessaria al fine della salvaguardia delle popolazioni di gambero autoctono (*A. pallipes*) ancora presenti nel medio e alto corso del Tordino (Di Toro, oss. pers. 2012) che potrebbero in futuro essere minacciate dall'innescarsi di meccanismi di competizione per cibo e spazio, e dalla Peste del gambero, il cui agente eziologico risulta già essere presente in alcune popolazioni di *A. pallipes* tra Abruzzo e Molise (Cammà et al., 2010).

Bibliografia

- Aquiloni, L., Tricarico, E., Gherardi, F. (2010). Crayfish in Italy: distribution, threats and management. *Int Aquat Res*, 2, 1-14.
- Barbaresi, S., Tricarico, E., Gherardi, F. (2004). Ranging behaviour of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii*. *J Nat Hist*, 38, 2821-2832.
- Brugnola, L., Cameli, C., Di Francesco, N., Di Tizio, L. (2013). Atlante erpetologico della Provincia di Pescara: dati preliminari. In: Scillitani, G., Liuzzi, C., Lorusso, L., Mastropasqua, F., Ventrella, P., eds. Atti IX Congresso Nazionale della *Societas Herpetologica Italica*, Bari-Conversano 26-30 settembre 2012. Pineta, Conversano (Bari), pp. 127-130.
- Cameli, A., Di Toro, F., Brugnola, L., Di Francesco, N., Di Tizio, L., Ferri, V. (2015): Atlante erpetologico della Provincia di Teramo tra conferme e nuove segnalazioni. In: Atti X Congresso Nazionale della *Societas Herpetologica Italica* (Genova, 15-18 ottobre 2014), pp. 235-241. Doria G., Poggi R., Salvidio S., Tavano M., Eds. Ianieri Edizioni, Pescara.
- Cammà, C., Ferri, N., Zezza, D., Marcacci, M., Paolini, A., Ricchiuti L., Lelli, R. (2010). Confirmation of crayfish plague in Italy: detection of *Aphanomyces astaci* in white clawed crayfish. *Dis Aquat Org*, 89, 265-268.
- Crandall, K.A. 2010. *Procambarus clarkii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010:e.T153877A4557336.<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010.3.RLTS.T153877A4557336.en>. Downloaded on 17 August 2016.
- Di Tizio, L., Pellegrini, Mr., Cameli, A., Di Francesco, N. (2010). Atlante erpetologico della Provincia di Chieti: dati preliminari. In: Di Tizio, L., Di Cerbo, A.R., Di Francesco, N., Cameli, A., eds. Atti VIII Congresso Nazionale *Societas Erpetologica Italica* (Chieti, 22-26 settembre 2010). Ianieri Edizioni, Pescara, pp.143-145.
- Di Tizio, L., Ruggieri, L., Biondi, M. (2014). *Austropotamobius pallipes* nella Riserva Naturale Regionale "Sorgenti del Pescara" (Abruzzo, centro Italia). *It.J.Fresh.Ichthyol.*, 1, 202-206.
- Morpurgo, M., Aquiloni, L., Bertocchi, S., Brusconi, S., Tricarico, E., Gherardi, F. (2010). Distribuzione dei gamberi d'acqua dolce in Italia. *Studi Trent. Sci. Nat.*, 87, 125-132.

Posillico, M., Brugnola, L., Cameli, A., D'Amico, M., Ferri, V., Pellegrini, Mr., Pinchera F. (2016). Atlante erpetologico della provincia de L'Aquila: 2008-2016. Atti XI Congresso Nazionale della Societas Herpetologica Italica (Trento, 22-25 settembre 2016). *In press*.

ENVIRONMENTAL FEATURES CORRELATING WITH THE OCCURRENCE OF *TELESTES MUTICELLUS* (BONAPARTE, 1837) AND *RUTILUS RUBILIO* (BONAPARTE, 1837)

RELAZIONE FRA LA PRESENZA DI *TELESTES MUTICELLUS* (BONAPARTE, 1837) E *RUTILUS RUBILIO* (BONAPARTE, 1837) E ALCUNE CARATTERISTICHE AMBIENTALI

MANUELA D'AMEN¹, PIERLUIGI BOMBI², LORENZO TRAVERSETTI³, MASSIMILIANO SCALICI^{3*}

1. Department of Ecology & Evolution (DEE), Quartier UNIL-Sorge, Bâtiment Biophore, University of Lausanne, CH-1015 Lausanne.
2. IBAF-CNR (Institute of Agroenvironmental and Forest Biology - National Research Council) Via Salaria Km 29,300, 00015 Monterotondo Scalo, Rome, Italy.
3. Dipartimento di Scienze, Università degli Studi «Roma Tre», v.le G. Marconi 446, 00146, Rome, Italy. * Corresponding author email: massimiliano.scalici@uniroma3.it, phone: 0657336355.

Keywords: Cyprinidae; Generalized Linear Mixed Models; distribution model; Central Italy.

Parole chiave: Cyprinidae; Generalized Linear Mixed Model; modelli di distribuzione; Italia centrale.

Abstract

The aim of this study is to identify the main environmental factors correlating with the occurrence of *Rutilus rubilio* and *Telestes muticellus*, within the river basins of Latium (Central Italy). We surveyed 29 environmental descriptors, and two biotic indices to assess the human pressure level for each investigated site were used. The statistical associations between fish presence and environmental variables were quantified by the Generalized Linear Mixed Models. Our main findings highlighted how the substrate type seems to be the main determinant driver for both species: *R. rubilio* is positively associated to the increase of the percentage of boulder, gravel, and nitrate concentration while it is negatively associated to elevation; *T. muticellus* is positively influenced by the presence of upstream dams and negatively affected by the increase of turbidity, flow velocity, and river bed cover percentage of silt and clay. Modeling fish distribution provides important insights to predict the occurrence pattern of riverine fish subjected to rarefaction and/or extinction, threatened by diverse human activities. La significatività delle relazioni fra i fattori ambientali e la presenza delle due specie di ciprinidi è stata calcolata attraverso l'analisi Generalized Linear Mixed Models.

I nostri principali risultati hanno messo in evidenza che il tipo di substrato sembra essere determinante. Infatti la roccia è positivamente associata all'aumento della percentuale di massi, di ghiaia e della concentrazione di nitrati, ma negativamente con l'altitudine. Diversamente il vairone è positivamente influenzato dalla presenza di sbarramenti a monte e negativamente dall'incremento di torbidità, della velocità dell'acqua e dalla percentuale di copertura di limo e argilla sul letto del fiume.

I dati ottenuti sembrano incoraggiare l'uso dell'approccio adottato in questo studio. La ricostruzione dei modelli di distribuzione dei pesci fornisce molte indicazioni per predire i modelli di presenza/assenza dei pesci nei fiumi, soprattutto per specie minacciate dalle attività umane. Ulteriori verifiche sono necessarie in differenti regioni geografiche e stagioni al fine di determinare la ripetibilità dei nostri modelli nello spazio e nel tempo.

Riassunto

Vista la sempre più rapida perdita di specie all'interno di aree faunisticamente e geograficamente rilevanti come il bacino del Mediterraneo, c'è un ampio accordo tra esperti del settore sull'urgente bisogno di delineare funzionali strategie di conservazione per tutelare ambienti e specie in essi presenti dalle continue minacce da parte dell'uomo.

A tal fine, è necessaria una migliore comprensione dei fattori ambientali che possono contribuire a tale declino per evitare un'ulteriore perdita di taxa, soprattutto quelli più sensibili e vulnerabili. Il principale obiettivo di questo studio si inserisce proprio in questo contesto. Nello specifico, è stato quello di identificare i principali fattori ambientali che possono influenzare la distribuzione della rovella *Rutilus rubilio* e del vairone *Telestes muticellus*.

A tal fine abbiamo prima rilevato i valori di un totale di 29 descrittori ambientali, e successivamente valutato il grado di pressione antropica sulle stazioni indagate applicando due differenti indici biotici.

Introduction

Determining the fine-scale distribution of fishes and their species-environment relationships remain a main challenge in the conservation field, since dynamics of physical stream habitats are largely responsible of the fish occurrence (Wevers & Warren 1986). Improving the knowledge on the general biology of species is particularly relevant because no efficient conservation measures can be planned if there is an incomplete understanding of the causes influencing species survival (see Hugueny *et al.* 2011).

Here we focus on two riverine Leuciscinae species: the rovella *Rutilus rubilio* (Bonaparte, 1837) and the Italian riffle dace *Telestes muticellus* (Bonaparte, 1837) listed as near threatened (Crivelli 2006) and least concern (Crivelli & Bianco 2006), respectively. Within the geographic range, *Telestes muticellus* selects pools with rocks, gravel, and pebbles (Tirelli & Pessani 2009), while *R. rubilio* inhabits where the muddy substrate becomes abundant (Gandolfi *et al.* 1991). Although some biological aspects of these two species has been investigated (Balestrieri *et al.* 2006; Tancioni *et al.* 2013), the knowledge on many others facets ought to be improved (Gandolfi *et al.* 1991) and surprisingly few information on the habitat preferences can be found in literature.

Therefore, we explored the distribution patterns of the two cyprinids. The primary objective of this study is to determine the environmental correlates of species distribution, and to provide a baseline for further intra- and interspecific comparisons, and future national conservation and restoration ecology protocols.

Material and methods

Fish presence/absence were recorded by using the standard shoulder bag electroshocker IG200/2 in 42 sites located throughout 14 wadable and no-wadable streams and rivers of the Province of Rome (Fig. 1), according to the national protocols (Agency for Environmental Protection and Technical Services: APAT, 2008) and Water Framework Directive (WFD) requirements.

We measured 29 environmental descriptors (Table I); all physico-chemical features were surveyed both in field by the probes for immersion WTW Multi340i/SET, and in laboratory on water samples by the spectrophotometer WTW Photometer MPM 3000. As accounting for human influence, we used the “Indice Biotico Esteso” (IBE, Ghetti 2001) and the “Indice di Funzionalità Fluviale” (IFF; ANPA 2007), a modification of the Riparian Channel Environmental Inventory (Petersen 1992) (Table I).

We analyzed our environmental predictors to find a parsimonious model within sound limits of statistical and biological validity (Hosmer & Lemeshow 1989). We tested the association between the explanatory variables and interactions with the presence/absence of the species

using Generalized Linear Mixed Models (GLMMs) with a logit link distribution (Pinheiro & Bates 2000). We used the presence/absence data since the abundance-based models had a performance comparable to that of the presence/absence-based models (Fukuda *et al.* 2012). In fitting GLMMs, individual rivers were treated as random effects and all other variables as fixed effects.

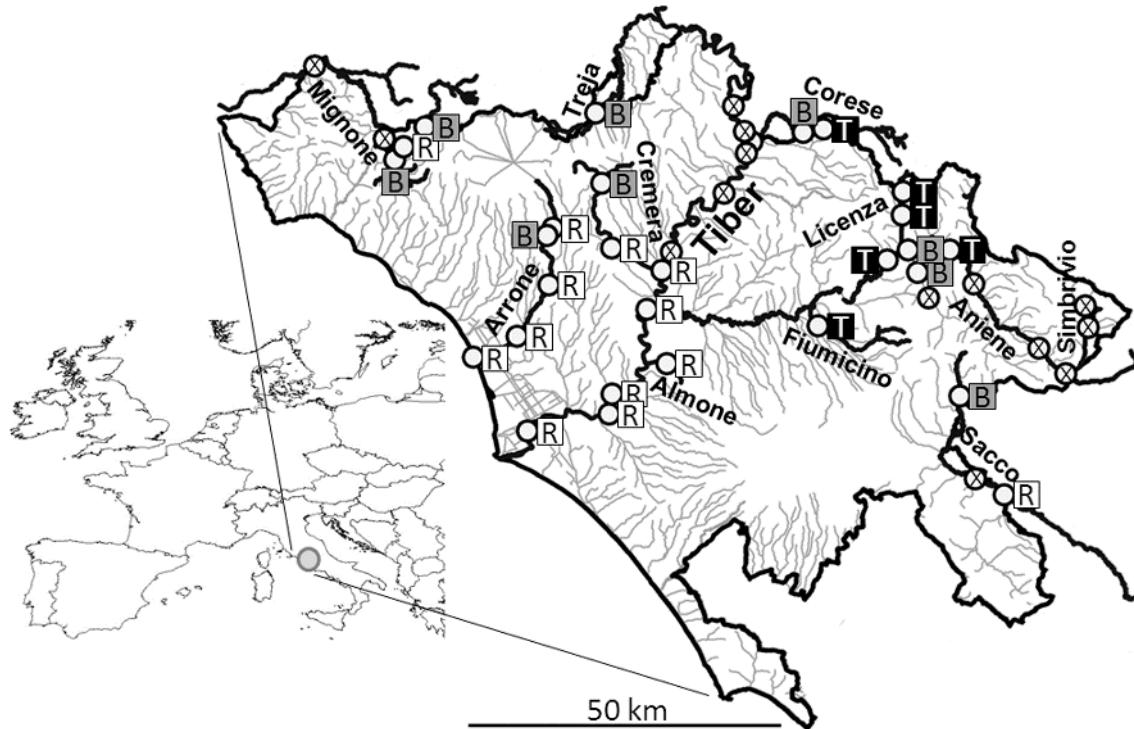


Figure 1. Sampled sites located within the study area; 'B' within the gray square means occurrence of both investigated species; 'R' within the white square means *Rutilus rubilio* occurrence; 'T' within the black square means *Telestes muticellus* occurrence; 'X' within the white circle means absence of both investigated species.

We standardized (i.e., rescaled to the same quantity) the continuous explanatory variables in order to improve convergence of the fitting algorithm and to put the estimated coefficients on the same scale, allowing effect sizes to be more easily compared. We followed these steps of analysis (for all statistical details see D'Amen *et al.* 2010):

1st step: we tested all predictors individually in univariate GLMMs: all predictors whose univariate regression coefficient were significant at the 5% level were kept as relevant for further analyses (Table I).

2nd step: we entered all selected predictors in multivariate models in order to find the most parsimonious combination of predictors, which produces the 'best' model in terms of the Akaike's Information Criterion (AIC) statistic (Akaike 1974). The AIC score allows to measure the fit of the models to the data (on the basis of the likelihood). The AIC statistic was used to select the best-fit model, including only part of the initial predictors (full model).

3rd step: the full model was simplified in a stepwise procedure by removing the variable with the lowest explanatory power.

4th step: the relative explanatory power of the retained predictors in the final model were quantified as the change in the AIC score (Δ AIC) that resulted when each predictor was dropped one by one from the final model; the higher is the Δ AIC, the higher is the importance of each variable (e.g.).

The predictive power of the final model was measured by the Area Under the Receiver Operating Characteristic Curve (AUC) that describes the relationship between the number of positive observations correctly predicted as positive and the number of false positive predictions.

Table I. Predictors entered in univariate GLMMs and P-value for regression coefficient. Variables were kept as relevant for further analyses if regression coefficient were significant at the 5% level (indicated in bold).

Variables	Abbreviation	Significant predictors	
		<i>Rutilus rubilio</i>	<i>Telestes muticellus</i>
Elevation	El	0.0525	0.292
Depth	De	0.455	0.121
% Run	Ru	0.451	0.74
% Pool	Po	0.275	0.676
% Riffle	Rf	0.45	0.813
Lenght	Le	0.697	0.0763
% Boulder	Bo	0.246	0.194
% Rock & Pebble	Rp	0.275	0.251
% Gravel	Gr	0.245	0.918
% Sand	Sa	0.749	0.514
% Silt & Clay	Sc	0.993	0.0776
Flow Velocity	Ve	0.234	0.194
% Vegetational Cover	Vc	0.463	0.342
% Shade	Sh	0.575	0.0259
Anthropic Disturbance	Ad	0.382	0.0559
Upstream Dam	Ud	0.502	0.157
Downstream Dam	Dd	0.0557	0.201
Upstream Lake	Ul	0.576	0.0202
Temperature	T	0.177	0.372
Turbidity	Tu	0.891	0.0546
pH	pH	0.352	0.813
Conductivity	C	0.309	0.133
% O ₂ Saturation	O ₂ -sat	0.939	0.292
O ₂ (Mg/L)	O ₂	0.865	0.923
Distance From Source	Ds	0.886	0.287
NO ₃ ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻	0.115	0.774
NO ₂ ⁻ (mg/l)	NO ₂ ⁻	0.564	0.734
NH ₄ ⁺ (mg/l)	NH ₄ ⁺	0.162	0.364
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	PO ₄ ³⁻	0.9	0.628
Extended Biotic Index	EBI	0.15	0.323
River Functionality Index	IFF	0.368	0.0173

Results

1773 and 1459 specimens were collected for *T. muticellus* (in 15 sites) and *R. rubilio* (24), respectively. They co-occurred in 11. *Telestes muticellus* was present in the upper part of the studied rivers whilst *R. rubilio* was distributed across different river segments. The occurrence of both investigated species is influenced by 18 of 29 descriptors, with *R. rubilio* associated to

9 parameters whilst *T. muticellus* 12 (Table I). There is only a small overlap among the variables relevant for the two species as emerging from univariate models and no coincidence in the final model predictors. The full models for *T. muticellus* and *R. rubilio* coming from the inclusion of uncorrelated predictors in the 2nd step had AIC scores of 56.14 and 54.19 respectively. After the removal of the variables with the lowest explanatory power (3rd step) we obtained a combination of four most important explanatory variables for both species i.e. final models (see Table II for AIC scores and equations). Both species models exhibited adequate prediction success being their AUC score >0.7. In detail, the most important predictor for *T. muticellus* was Ud while for *R. rubilio* were Bo, Gr and NO₃⁻. On the contrary, Sc, Ve and Tu negatively influenced *T. muticellus*, and El had a negative effect on *R. rubilio*. Moreover, for both species the most important predictor (with the highest Δ AIC) was relative to river bed structure at microhabitat system (i.e. percentage of silt and clay, and boulder for *T. muticellus* and *R. rubilius*, respectively). Only one retained predictor pertained to water physical-chemical attributes at segment system (i.e. water turbidity and NO₃⁻ concentration for *T. muticellus* and *R. rubilius*, respectively).

Table II. GLMM results, showing the final model AIC value, and significant variables selected with their relative importance (Δ AIC) and coefficients.

<i>T. muticellus</i> final model AIC: 43.79 Intercept: -2.6807			<i>R. rubilio</i> final model AIC: 50.27 Intercept: -2.6807		
Predictors	Coefficients	Δ AIC	Predictors	Coefficients	Δ AIC
Ud	0.7651	1.44	Gr	0.879	4.17
Tu	-4.7857	2.91	El	-0.01	3.73
Ve	-2.0961	6.47	Bo	1.618	5.79
Sc	-2.6807	8.26	NO ₃ ⁻	1.609	0.17

Discussion

The approach we used proved to be a very effective tool contributing to management and conservation of the investigated species. In fact, they allow to incorporate multiple input parameters into single models to better understand the factors contributing to the occurrence pattern of both *R. rubilio* and *T. muticellus* through reliable and modern techniques of analysis. We showed that both morphological basin characteristics and parameters can interact to function as effective predictors of fish species distribution. Particularly four parameters *per* species are mainly associated to the fish presence/absence, and that these environmental drivers varied between the two species.

Specifically, *T. muticellus* is mainly distributed in the upper part of the investigated watercourses, while *R. rubilio* in the lowland portion than the former species. In both cases, the most important group of descriptors associated to the presence/absence seems to be the catchment feature at stream, reach, segment, and microhabitat systems, being *R. rubilio* and *T. muticellus* associated to only one chemical (the less determinant in our analyses) and three catchment parameters at different levels. In this last case, the substrate nature seems to play the role of most determinant driver.

Our study provided further details about the species' habitat choices, highlighting that the presence of *T. muticellus* is negatively influenced by fine substrate (that is, silt and clay) rather than positively by the high granulometry substrates. Probably, the absence of silt and clay facilitates the presence of epilythic algae and invertebrates which represent the favorite food items of *T. muticellus* (Gandolfi et al. 1991). Additionally, the presence of *T. muticellus* is positively influenced by the upstream artificial falls. This can create the appearance that

anthropogenic structures are beneficial to native fishes when they actually have negative long-term effects (Compton et al. 2008; Gelwicks et al. 2009). This fact should be interpreted as a result of the negative effect (in terms of passage's blocking) that dams have on other species that compete with *T. muticellus*.

Differently, we observed that *R. rubilio* prefers low elevation sites, with gravel and boulders, and rich in nitrate (the latter being interpreted as predictive of water productivity, since its high concentration values coincided with those of NH_4^+ , NO_2^- , and P). In lowland and productive rivers, this species often is one of the dominant taxon in the fish assemblages. On the other hand, the positive influence of gravel and boulders is not coherent with the reproductive ecology of *R. rubilio*, which typically deposits its eggs in muddy substrates (Gandolfi et al. 1991). The preference of the investigate populations of *R. rubilio* for substrate with high granulometry may be due to the presence of competitive introduced species such as *R. erythrophthalmus*, *A. alburnus*, and *A. albidus*. In fact, *R. rubilio* can colonize highland river areas when the above-mentioned fish begin to inhabit the same basin after man-mediated introductions (Gandolfi et al. 1991). In this case, the presence of *R. erythrophthalmus*, *A. alburnus*, and *A. albidus* within the study area may contribute to the upstream migration of *R. rubilio* towards areas characterized by substrates with bigger stones. Alternatively, the occurrence of *R. rubilio* in zones with a high river bed coverage by boulder and gravel may be also due to seasonal migrations of this species towards different areas after the reproductive period. Unfortunately, to our knowledge, no information exist in literature about the migration habit of *R. rubilio*.

Similar investigations highlighted how two Iberian endemic cyprinids (Ferreira et al. 2007) respond primarily to some local variables (such as mean width, mean depth or instream cover) that seem to be more vulnerable to immediate habitat disturbances.

References

- Akaike H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19, 716–723.
- ANPA (2007). I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale. Publication of the National agency for environmental protection, Rome, 336 pp.
- APAT (2008). Protocollo di campionamento e analisi della fauna ittica dei sistemi lotici. Available on line (http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/metodi_bio_acque.html).
- Balestrieri A., Prigioni C., Remonti L., Sgroso S., Priore G. (2006). Feeding ecology of *Leuciscus cephalus* and *Rutilus rubilio* in southern Italy. *Italian Journal of Zoology* 73, 129–135.
- Cavender T. & Coburn, M. (1992). Phylogenetic relationships of North American Cyprinidae. In *Systematics, Historical Ecology, and North American Freshwater Fishes* (Mayden R., ed.), Stanford, CA: Stanford University Press pp. 293–327.
- Compton R.I., Hubert W.A., Rahel F.J., Quist M.C., Bower M.R. (2008). Influences of fragmentation on three species of native warmwater fishes in a Colorado River basin headwater stream system. *North American Journal of Fishery Management* 28, 1733–1743.
- Crivelli A.J. (2006). *Rutilus rubilio*. IUCN Red List of Threatened Species.
- Crivelli A.J. & Bianco P.G. (2006). *Telestes muticellus*. IUCN Red List of Threatened Species.
- D'Amen M., Pietrangeli B., Bologna M.A. (2010). Human-provoked amphibian decline in Central Italy and the efficacy of protected areas. *Wildlife Research* 37, 547–557.
- Ferreira M.T., Sousa L., Santos J.M., Reino L., Oliveira J., Almeida P.R., Cortes R.V. (2007). Regional and local environmental correlates of native Iberian fish fauna. *Ecology of Freshwater Fish* 16, 504–514.

- Fukuda S., Mouton A.M., De Baets B. (2012). Abundance versus presence/absence data for modelling fish habitat preference with a genetic Takagi–Sugeno fuzzy system. *Environmental and Monitoring Assessment* 184, 6159–6171.
- Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P., Marconato A. (1991). I Pesci delle Acque Interne Italiane. 617 p. Italy: Ministero dell’Ambiente e Unione Zoologica Italiana, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, 616 pp.
- Ghetti P.F. (2001). Indice Biotico Esteso. I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Manuale di applicazione. Autonomous province of Trento, Trento, 222 pp.
- Hosmer D.W. & Lemeshow S. (1989). Applied Logistic Regression. Wiley Interscience, New York, 528 pp.
- Hugueny B., Movellan A., Belliard J. (2011). Habitat fragmentation and extinction rates within freshwater fish communities: a faunal relaxation approach. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 449–463.
- Petersen R.C.JR. (1992). The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology* 27, 295–306.
- Pinheiro J.C. & Bates D.M. (2000). *Mixed-Effects Models in S and S-Plus*. Springer, New York, 528 pp.
- Pittman S.J. & Brown K.A. (2011). Multi-Scale approach for predicting fish species distributions across coral reef seascapes. *PLoS ONE* 6: e20583.
- Tancioni L., Russo T., Cataudella S., Milana V., Hett A.K., Corsi E., Rossi A.R. (2013). Testing species delimitations in four Italian sympatric Leuciscine fishes in the Tiber River: a combined morphological and molecular approach. *PLoS One*, 8: e60392.
- Tirelli T. & Pessani D. (2009). Use of decision tree and artificial neural network approaches to model presence/absence of *Telestes muticellus* in Piedmont (North-western Italy). *River Research and Applications* 25, 1001–1012.
- Wevers M.J. & Warren C.E. (1986). A perspective on stream community organization, structure, and development. *Archiv für Hydrobiologie* 8, 11–17.

APPLICAZIONE DELL'INDICE DI ARGENTINIZZAZIONE NELLA REGIONE LIGURIA COME STRUMENTO DI MONITORAGGIO DELLO STOCK DI *ANGUILLA ANGUILLA* L.

ENFORCEMENT OF THE SILVERING INDEX IN THE LIGURIA REGION AS AN INSTRUMENT FOR MONITORING THE EEL STOCK

MATTEO CAPURRO^{1*}, LUCA CIUFFARDI¹, FABRIZIO ONETO¹, DARIO OTTONELLO^{1,2}, FILIPPO SCHIAVONE³, ANDREA BALDUZZI³, MIRVANA FELETTI⁴

1. Ce.S.Bi.N. s.r.l. – Centro Studi BioNaturalistici – Università degli di Genova, Corso Europa 26, 16132 Genova, Italia. *Correspondin author: Matteo Capurro
2. Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica – Università Cà Foscari, Via Torino 155, 30172 Venezia Mestre, Italia.
3. Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita – Università degli di Genova, Corso Europa 26, 16132 Genova, Italia.
4. Regione Liguria – Settore Politiche Agricole e della Pesca, Via Bartolomeo Bosco 15, 16121 Genova, Italia.

Parole chiave: Anguilla, Silvering Index, gestione, conservazione.

Keywords: Eel, Silvering Index, management, conservation.

Riassunto

La necessità di individuare metodi di monitoraggio non invasivi per gli stock locali di *Anguilla anguilla* L. è diventata un'esigenza imprescindibile in un'ottica gestionale e conservazionistica della specie. Il presente lavoro riporta le osservazioni preliminari sull'applicazione del Silvering Index (Acou *et al.*, 2005) in diversi bacini della Regione Liguria, utilizzato al fine di raccogliere dati che possano essere alla base di processi decisionali per una corretta tutela degli stock naturali di riproduttori di questa specie.

Abstract

The need to identify no-killing monitoring methods for *Anguilla anguilla* L. stocks has become a crucial requirement according to a management and conservationist perspective. This paper reports the preliminary observations on the enforcement of Silvering Index (Acou *et al.*, 2005) in several basins of the Liguria Region. This Index has been used in order to collect data that can be the basis for decision making for proper protection of natural breeding stock of this species.

Introduzione

Alla luce della drastica riduzione di cui ha risentito lo stock europeo di *Anguilla anguilla* L. in tutto il suo areale (Dekker, 2003; ICES, 2010), la specie è stata inserita nella Lista Rossa IUCN (Freyhof & Kottelat, 2008) come specie CR ed è oggetto di una apposito Regolamento Europeo (1100/2007) per la sua gestione e per il ripristino degli stock. La necessità di individuare metodi di monitoraggio non invasivi per la specie si è imposta quindi come un'esigenza di primaria importanza, soprattutto quando si vadano ad analizzare popolamenti naturali.

Al di là di dati puntiformi (Arbocco, 1966; Balduzzi *et al.* 2013; Bonfigli & Landini 1996; Bonini *et al.* 1990; Borroni 2004; Borroni 2005a; Ciuffardi & Arillo 2007; Gareri *et al.* 2009; Isola *et al.* 2004; Macchio 2007; Nonnis Marzano *et al.* 2003) ed in mancanza di pesca professionale sul territorio, in Regione Liguria non sono ad oggi disponibili serie di dati (relativi

alla biologia, alla distribuzione, agli stock, ecc.) standardizzati e confrontabili, inerenti le popolazioni di *A. anguilla* che, in altre realtà nazionali ed internazionali, sono invece utilizzate per monitorare e gestire la specie.

All'interno del Progetto “L.E.M.A. – Ligurian Eel Management Action”, promosso dalla Regione Liguria e nato per approfondire le conoscenze sullo *status* di *A. anguilla* in Liguria, sono stati raccolti, al fine di applicare il *Silvering Index* (Acou *et al.*, 2005), dati morfologici e morfometrici utili per valutare lo stadio di “argentinizzazione” quale potenziale strumento per il monitoraggio della specie (Modugno *et al.*, 2010).

Materiali e Metodi

I campionamenti sono stati condotti in 7 bacini idrografici liguri, individuando nel complesso 13 stazioni di campionamento (Figura 1). Le attività di campo sono state concentrate nel periodo compreso tra inizio luglio 2015 ed inizio settembre 2015 affinché il processo di argentinizzazione rilevato tra le diverse subpopolazioni analizzate fosse confrontabile.

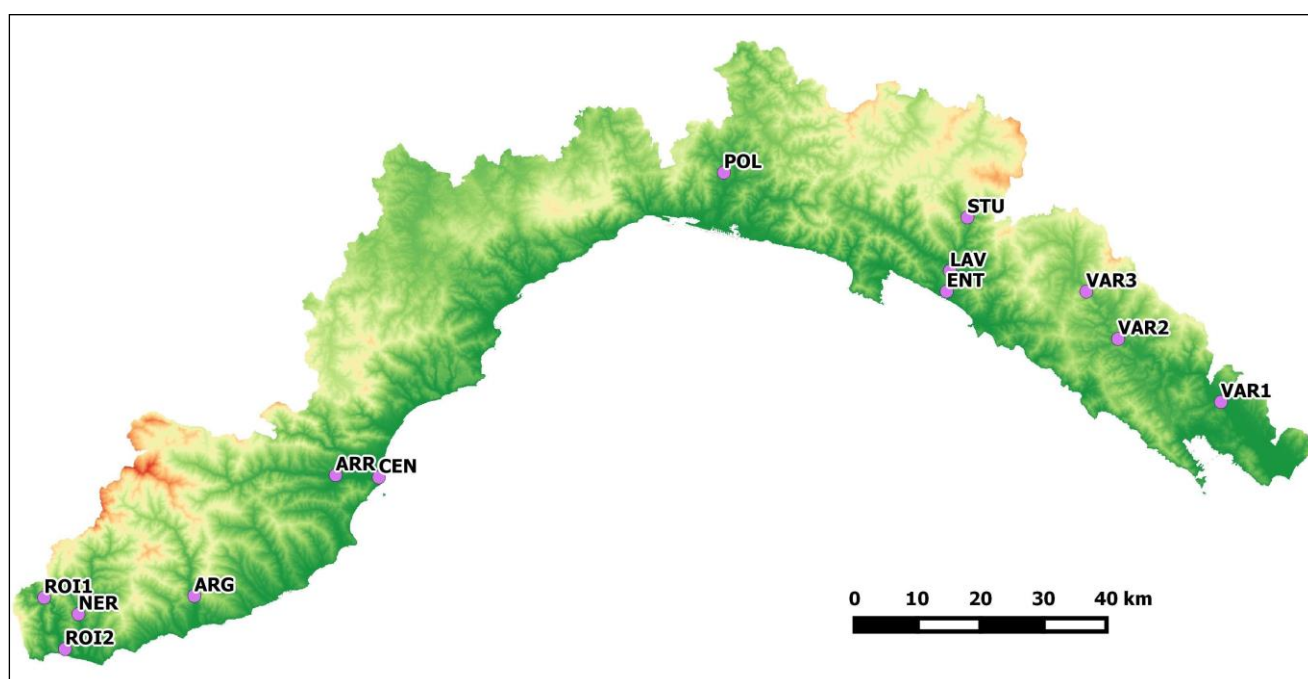


Figura 1. Stazioni di campionamento utilizzate per i campionamenti di *Anguilla anguilla*. Da Ovest a Est: F. Roia (ROI1, ROI2), F. Nervia (NER), T. Argentina (ARG), F. Centa (ARR, CEN), T. Polcevera (POL), F. Entella (STU, LAV, ENT), F. Magra/Vara (VAR3, VAR2, VAR1).

I campionamenti sono stati svolti mediante l'impiego di un elettrostorditore spallabile a batteria. Sebbene il periodo di campionamento fosse ancora lontano dalla fase di inizio della migrazione riproduttiva, al fine di raccogliere dati che potessero andare a costituire un database per successivi studi popolazionistici e valutare le condizioni di avvio del processo di “argentinizzazione” (cfr. Acou *et al.*, 2005; Durif *et al.*, 2005; 2009; Van Ginneken *et al.*, 2007), sugli individui di *A. anguilla* di taglia superiore ai 250 mm, narcotizzati con MS222 al fine di ridurre lo stress legato alla manipolazione, è stata rilevata la lunghezza totale (LT, con precisione ± 1 mm) ed il diametro orizzontale e verticale di entrambi gli occhi ($O_{D/S}$ $V_{D/S}$ in mm) mediante l'utilizzo di un calibro cursore di precisione (± 0.02 mm). È stata quindi presa in considerazione la livrea per definire la metamorfosi dallo stadio di “gialla” a quello di “argentina” e lo stadio di sviluppo dei neuromasti presenti lungo la linea laterale, valutandone il passaggio da punti bianchi di piccolo diametro a corpi neri di circa 1 – 2 mm (Acou *et al.*,

2005). Effettuati tutti i rilievi, ogni esemplare è stato risvegliato ed acclimatato prima del rilascio in acqua.

Dalle misurazioni effettuate, è stato calcolato l'Indice Oculare (O.I., Pankhurst, 1982):

$$O.I. = \{((O_D + V_D)/4 \times (O_S + V_S)/4) \times \pi LT\} \times 100$$

dove O e V rappresentano il diametro orizzontale e verticale dell'occhio, D e S occhio destro e sinistro, LT = lunghezza totale del pesce

Sono state quindi definite tre classi di O.I. (Acou *et al.*, 2003; Marchelidon *et al.*, 1999): I, valori di O.I. < 6.5, tipici di esemplari ancora allo stadio di “gialle”; II, valori 6.5 < O.I. < 8.0, tipici di uno stadio di pre-argentinizzazione; III, valori O.I. > 8.0, limite di inizio della “argentinizzazione”.

Ognuno degli esemplari è stato quindi classificato, prendendo spunto dall'approccio di Acou *et al.* (2005), in base alla combinazione dei parametri relativi allo stadio di sviluppo dei neuromasti, alle caratteristiche della livrea e alle dimensioni oculari, secondo il seguente ordine di importanza: chiara differenziazione o meno della linea laterale (1 o 0, rispettivamente); presenza o meno di contrasto di colore tra la porzione ventrale e quella dorsale (1 o 0, rispettivamente); classe O.I. di appartenenza (0, 1 o 2) (Tab. I).

Tabella I. Caratteristiche e codici dei parametri utilizzati per descrivere il processo di argentinizzazione (modif. da Acou *et al.*, 2005).

Parametro	Descrizione	Modalità	Cod.
Linea laterale	Presenza di almeno un corpuscolo nero lungo la linea laterale	Vero	1
		Falso	0
Livrea	Contrasto evidente tra la porzione dorsale e quella ventrale	Vero	1
		Falso	0
Occhi*	Valori Indice Oculare (O.I.)	OI < 6.5	0
		6.5 ≤ OI ≤ 8	1
		OI ≥ 8	2

* il valore di Indice Oculare (O.I.) pari a 6.5 corrisponde al valore minimo stimato da Pankhurst (1982) nel processo di argentinizzazione delle anguille femmine. Il valore pari a 8 corrisponde alla soglia inferiore nel processo di argentinizzazione stimata mediante l'analisi di anguille femmine (Acou *et al.* 2003; Marchelidon *et al.* 1999).

Le anguille così analizzate sono state classificate come argentine (S – Silver), nel caso in cui tutti e tre i parametri presentassero un valore positivo (1,1,1 o 2, secondo i codici riportati in Tabella I); gialle/argentine (Y/S) – Yellow/Silver, se per uno solo dei tre parametri fosse stato rilevato un codice pari a 0 (vd. Tabella I); gialle (Y – Yellow), se solo uno o nessuno dei tre parametri fosse stato rilevato (Feunteun *et al.* 2000).

Tutte le elaborazioni sono state condotte attraverso l'ausilio del software Microsoft Office Excel.

Risultati e Discussione

Sono stati campionati 634 esemplari di *A. anguilla*, provenienti da 13 stazioni di campionamento. L'attività di campo è stata, infatti, influenzata dalle condizioni idriche che non hanno permesso di campionare i tratti inferiori del Torrente Nervia (IM) e del Torrente Argentina (IM). 211 esemplari sono risultati di taglia superiore ai 250 mm LT ed utilizzati quindi per la valutazione dello stadio di “argentinizzazione”.

Nelle Tabelle II a – e, gli esemplari sono classificati in base ai tre parametri di argentinizzazione analizzati. In Figura 2 è rappresentata la distribuzione percentuale dei tre stadi di argentinizzazione rinvenuti nelle singole stazioni di campionamento.

Tabella IIa. Descrizione delle combinazioni dei parametri relativi all'argentinizzazione osservati per le anguille catturate nelle stazioni lungo i Fiumi Roia e Nerva (ROI1, ROI2, NER). I parametri sono organizzati, all'interno della colonna "Comb.", secondo il seguente ordine: • linea laterale chiaramente differenziata, • contrasto cromatico netto tra la superficie dorsale e quella ventrale e • valori soglia Indice Oculare ($OI < 6.5 = 0$; $6.5 \leq OI \leq 8 = 1$; $OI > 8 = 2$). D = distanza della stazione dalla foce in Km; N1 = numero totale esemplari campionati; N2 = numero di esemplari con LT > 250 mm; Np. = numero di parametri rilevati; Comb. = combinazione dei parametri osservati; N = numero di esemplari per cui è stata osservata la combinazione di parametri; Tot = numero totale di esemplari per ogni Comb. Np.

Stazione	D	N1	N2	Np.	Comb.	N	Tot
ROI1	12	64	37	0	0-0-0	4	4
				1	0-0-1	5	30
					0-0-2	25	
					0-1-0	0	
					1-0-0	0	
				2	0-1-1	0	1
					0-1-2	0	
					1-0-1	0	
					1-0-2	1	
					1-1-0	0	
				3	1-1-1	0	2
					1-1-2	2	
ROI2	1,5	28	2	0	0-0-0	2	2
				1	0-0-1	0	0
					0-0-2	0	
					0-1-0	0	
					1-0-0	0	
				2	0-1-1	0	0
					0-1-2	0	
					1-0-1	0	
					1-0-2	0	
					1-1-0	0	
				3	1-1-1	0	0
					1-1-2	0	
NER	8	50	37	0	0-0-0	9	9
				1	0-0-1	6	22
					0-0-2	14	
					0-1-0	0	
					1-0-0	2	
				2	0-1-1	0	6
					0-1-2	0	
					1-0-1	0	
					1-0-2	6	
					1-1-0	0	
				3	1-1-1	0	0
					1-1-2	0	

Tabella IIb. Descrizione delle combinazioni dei parametri relativi all'argentinizzazione osservati per le anguille catturate nelle stazioni lungo il Torrente Argentina e il Fiume Centa (ARG, ARR, CEN). I parametri sono organizzati, all'interno della colonna "Comb.", secondo il seguente ordine: • linea laterale chiaramente differenziata, • contrasto cromatico netto tra la superficie dorsale e quella ventrale e • valori soglia Indice Oculare ($OI < 6.5 = 0$; $6.5 \leq OI \leq 8 = 1$; $OI > 8 = 2$). D = distanza della stazione dalla foce in Km; N1 = numero totale esemplari campionati; N2 = numero di esemplari con $LT > 250$ mm; Np. = numero di parametri rilevati; Comb. = combinazione dei parametri osservati; N = numero di esemplari per cui è stata osservata la combinazione di parametri; Tot = numero totale di esemplari per ogni Comb. Np.

Stazione	D	N1	N2	Np.	Comb.	N	Tot
ARG	5	20	14	0	0-0-0	13	13
				1	0-0-1	0	1
					0-0-2	1	
					0-1-0	0	
					1-0-0	0	
				2	0-1-1	0	0
					0-1-2	0	
					1-0-1	0	
					1-0-2	0	
					1-1-0	0	
				3	1-1-1	0	0
					1-1-2	0	
ARR	8	10	7	0	0-0-0	1	1
				1	0-0-1	0	4
					0-0-2	4	
					0-1-0	0	
					1-0-0	0	
				2	0-1-1	0	2
					0-1-2	0	
					1-0-1	1	
					1-0-2	1	
					1-1-0	0	
				3	1-1-1	0	0
					1-1-2	0	
CEN	1	137	12	0	0-0-0	3	3
				1	0-0-1	2	6
					0-0-2	3	
					0-1-0	0	
					1-0-0	1	
				2	0-1-1	0	3
					0-1-2	0	
					1-0-1	0	
					1-0-2	2	
					1-1-0	1	
				3	1-1-1	0	0
					1-1-2	0	

Tabella IIc. Descrizione delle combinazioni dei parametri relativi all'argentinizzazione osservati per le anguille catturate nelle stazioni lungo i Torrenti Polcevera, Sturla e Lavagna (POL, STU, LAV). I parametri sono organizzati, all'interno della colonna "Comb.", secondo il seguente ordine: • linea laterale chiaramente differenziata, • contrasto cromatico netto tra la superficie dorsale e quella ventrale e • valori soglia Indice Oculare ($OI < 6.5 = 0$; $6.5 \leq OI \leq 8 = 1$; $OI > 8 = 2$). D = distanza della stazione dalla foce in Km; N1 = numero totale esemplari campionati; N2 = numero di esemplari con LT > 250 mm; Np. = numero di parametri rilevati; Comb. = combinazione dei parametri osservati; N = numero di esemplari per cui è stata osservata la combinazione di parametri; Tot = numero totale di esemplari per ogni Comb. Np.

Stazione	D	N1	N2	Np.	Comb.	N	Tot
POL	9	21	17	0	0 – 0 – 0	2	2
				1	0 – 0 – 1	4	8
					0 – 0 – 2	4	
					0 – 1 – 0	0	
					1 – 0 – 0	0	
					1 – 0 – 0	0	
				2	0 – 1 – 1	0	6
					0 – 1 – 2	0	
					1 – 0 – 1	0	
					1 – 0 – 2	6	
					1 – 1 – 0	0	
				3	1 – 1 – 1	0	1
					1 – 1 – 2	1	
STU	19	13	13	0	0 – 0 – 0	12	12
				1	0 – 0 – 1	0	0
					0 – 0 – 2	0	
					0 – 1 – 0	0	
					1 – 0 – 0	0	
					1 – 0 – 0	0	
				2	0 – 1 – 1	0	1
					0 – 1 – 2	0	
					1 – 0 – 1	0	
					1 – 0 – 2	0	
					1 – 1 – 0	1	
				3	1 – 1 – 1	0	0
					1 – 1 – 2	0	
LAV	6	99	30	0	0 – 0 – 0	9	9
				1	0 – 0 – 1	4	14
					0 – 0 – 2	7	
					0 – 1 – 0	0	
					1 – 0 – 0	3	
					1 – 0 – 0	3	
				2	0 – 1 – 1	0	7
					0 – 1 – 2	0	
					1 – 0 – 1	3	
					1 – 0 – 2	4	
					1 – 1 – 0	0	
				3	1 – 1 – 1	0	0
					1 – 1 – 2	0	

Tabella IIId. Descrizione delle combinazioni dei parametri relativi all'argentinizzazione osservati per le anguille catturate nelle stazioni lungo i Fiumi Entella e Vara (ENT, VAR3, VAR2). I parametri sono organizzati, all'interno della colonna "Comb.", secondo il seguente ordine: • linea laterale chiaramente differenziata, • contrasto cromatico netto tra la superficie dorsale e quella ventrale e • valori soglia Indice Oculare ($OI < 6.5 = 0$; $6.5 \leq OI \leq 8 = 1$; $OI > 8 = 2$). D = distanza della stazione dalla foce in Km; N1 = numero totale esemplari campionati; N2 = numero di esemplari con $LT > 250$ mm; Np. = numero di parametri rilevati; Comb. = combinazione dei parametri osservati; N = numero di esemplari per cui è stata osservata la combinazione di parametri; Tot = numero totale di esemplari per ogni Comb. Np.

Stazione	D	N1	N2	Np.	Comb.	N	Tot
ENT	1	143	18	0	0-0-0	14	14
				1	0-0-1	0	3
					0-0-2	2	
					0-1-0	0	
					1-0-0	1	
				2	0-1-1	0	1
					0-1-2	0	
					1-0-1	0	
					1-0-2	1	
					1-1-0	0	
				3	1-1-1	0	0
					1-1-2	0	
VAR3	54	3	3	0	0-0-0	1	1
				1	0-0-1	0	1
					0-0-2	0	
					0-1-0	0	
					1-0-0	1	
				2	0-1-1	0	0
					0-1-2	0	
					1-0-1	0	
					1-0-2	0	
					1-1-0	0	
				3	1-1-1	0	1
					1-1-2	1	
VAR2	40	10	7	0	0-0-0	4	4
				1	0-0-1	0	3
					0-0-2	3	
					0-1-0	0	
					1-0-0	0	
				2	0-1-1	0	0
					0-1-2	0	
					1-0-1	0	
					1-0-2	0	
					1-1-0	0	
				3	1-1-1	0	0
					1-1-2	0	

Tabella IIe. Descrizione delle combinazioni dei parametri relativi all'argentinizzazione osservati per le anguille catturate nella stazione VAR1 lungo il Torrente Vara. I parametri sono organizzati, all'interno della colonna "Comb.", secondo il seguente ordine: • linea laterale chiaramente differenziata, • contrasto cromatico netto tra la superficie dorsale e quella ventrale e • valori soglia Indice Oculare ($OI < 6.5 = 0$; $6.5 \leq OI \leq 8 = 1$; $OI > 8 = 2$). D = distanza della stazione dalla foce in Km; N1 = numero totale esemplari campionati; N2 = numero di esemplari con LT > 250 mm; Np. = numero di parametri rilevati; Comb. = combinazione dei parametri osservati; N = numero di esemplari per cui è stata osservata la combinazione di parametri; Tot = numero totale di esemplari per ogni Comb. Np.

Stazione	D	N1	N2	Np.	Comb.	N	Tot
VAR1	15	33	14	0	0 – 0 – 0	2	9
				1	0 – 0 – 1	2	
					0 – 0 – 2	6	
					0 – 1 – 0	0	
					1 – 0 – 0	1	
				2	0 – 1 – 1	0	2
					0 – 1 – 2	0	
					1 – 0 – 1	0	
					1 – 0 – 2	2	
					1 – 1 – 0	0	
				3	1 – 1 – 1	0	1
					1 – 1 – 2	1	

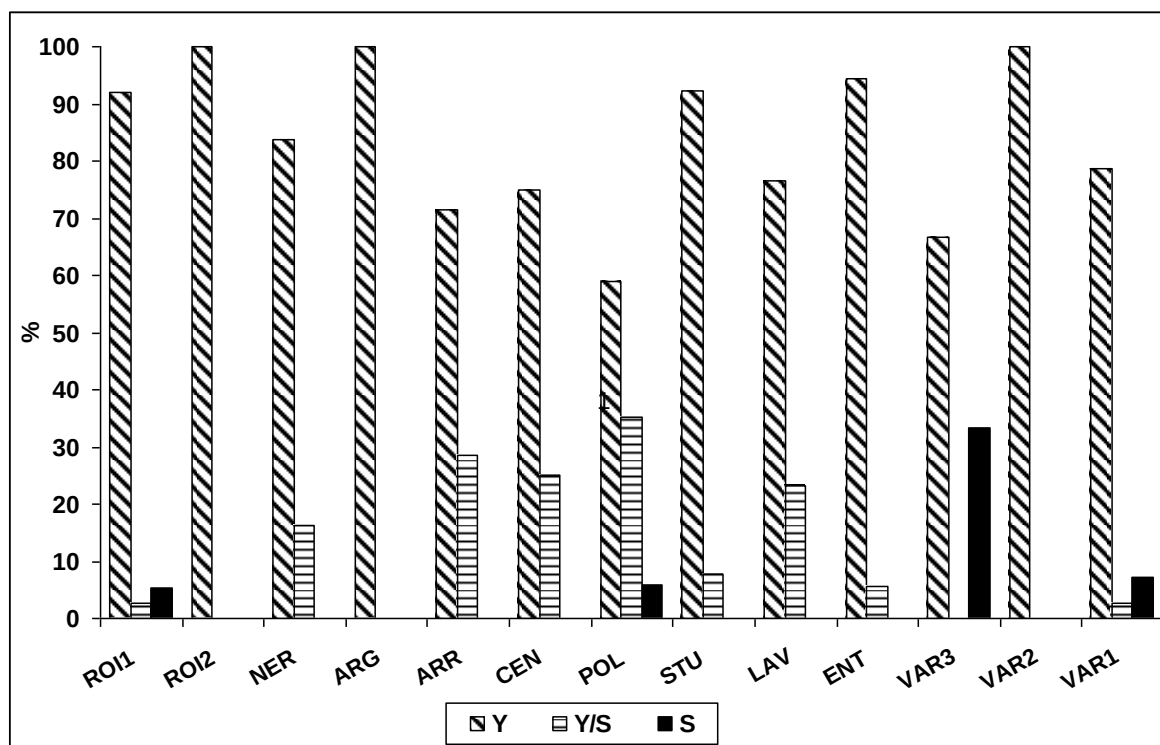


Figura 2. Distribuzione percentuale degli esemplari campionati secondo il criterio di argentinizzazione (Y: gialle; Y/S gialle/argentine; S: argentine)

Come atteso la maggior parte degli individui sono risultati ancora allo stadio di “gialle” (N=177); gli individui classificabili come “gialle/argentine” (N=29) o “argentine” (N=5) sono tuttavia presenti in quasi tutti i bacini (Figura 2). Per il presente studio non è stato sacrificato alcun esemplare e quindi non sono state effettuate analisi o considerazioni differenziali per i due sessi. Due aspetti significativi sono comunque emersi. Il passaggio da “gialle” a “gialle/argentine” è stato rilevato a partire da esemplari di taglia pari a 250 mm LT fino ad arrivare a esemplari di taglia 640 mm LT, che quindi non avevano ancora completato la metamorfosi. D’altro canto, gli esemplari classificabili come “argentine” avevano taglie comprese tra 310 e 673 mm LT. I nostri risultati sembrerebbero in accordo con i dati disponibili in letteratura. Colombo *et al.* (1984), per la Laguna di Comacchio, riportano per anguille “argentine” femmine una taglia di differenziazione sessuale compresa tra 300 e 450 mm LT, per i maschi tra 250 e 330 mm LT. Tesch (1991) riporta, dopo la completa argentinizzazione, taglie tra 380 e 1300 mm LT per le femmine e 290 e 400 mm LT per i maschi mentre Vøllestad (1992) stima una lunghezza media di maturazione pari a 623,2 mm LT ed a 405,6 mm LT per le femmine ed i maschi, rispettivamente. Svedäng *et al.* (1996) rilevano un grande variabilità nel range di taglia in cui le femmine raggiungono lo stadio di “argentina”, con medie comprese, secondo la località, tra 602 mm (± 67 mm) e 868 mm (± 64 mm) LT. Durif *et al.* (2005), analizzando sei diverse località in Francia, stimano per le femmine di anguilla classificate come “gialle” una taglia media di 483 mm LT (± 102 mm), mentre per le “argentine” una taglia media di 658 mm LT (± 124 mm). Nei maschi gli stessi Autori rilevano per le anguille “gialle” una taglia media di 369 mm LT (± 29 mm), mentre per le “argentine” una taglia media di 393 mm LT (± 23 mm). Acou *et al.* (2005) stimano per le femmine di anguilla classificate come “argentine” una taglia media di 589,5 mm LT (± 97 mm) per il Fiume Frémur, una media di 765,5 mm LT (± 85 mm) per la Loira. Interessanti sono, infine, le considerazioni di Buellens *et al.* (1997) che, mantenendo esemplari di *A. anguilla* in cattività, stimano per le femmine “gialle” un range di taglia compreso tra 252 e 518 mm LT, tra 319 e 382 per i maschi, mentre per gli individui classificati come “argentine” i range di taglia sono 531-795 mm LT per le femmine e 351-582 per i maschi, concludendo che le taglie a cui avviene la metamorfosi in allevamento risultano maggiori rispetto a quanto si registri in natura. Esiste una grande variabilità geografica per taglia, così come per l’età, in cui avviene la metamorfosi (Vøllestad, 1992), che, come l’inizio dei movimenti migratori verso il mare, è influenzata da fattori endogeni ed esogeni (Bruijs & Durif, 2009; Tesch, 2003). A dimostrazione di ciò, Rigaud *et al.* (2008) rilevano come la taglia delle anguille “gialle” vari tra 70 e 1300 mm LT, con età comprese tra 0+ e 15 anni.

Bibliografia

- Acou A., Bour P.P., Lafaille P., Crivelli A.J., Feunteun E. (2005). Towards a standardized characterization of the potentially migrating silver European eel (*Anguilla anguilla*, L.). *Archive für Hydrobiologie* 2, 237-255.
- Acou A., Lefebvre F., Contournet P., Poizat G., Panfili J., Crivelli A. J. (2003). Silvering of females eels (*Anguilla anguilla*) in two sub-populations of the Rhône Delta. *Bulletin Français de Pêche et de la Pisciculture* 368, 55-68.
- Arbocco G. (1966). I pesci d’acqua dolce della Liguria. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale “G. Doria”* 76, 137-171.
- Balduzzi A., Borroni I., Ciuffardi L. (2013). Studio per l’aggiornamento della Carta Ittica della Provincia di Genova - Università degli Studi di Genova, relazione tecnica, 149+188 pp.
- Bonfigli R., Landini W. (1996). L’ittiofauna dulcicola della Provincia della Spezia: composizione qualitativa e struttura bioecologica. *Memorie dell’Accademia Lunigianese di Scienze Naturali* 14, 33-54.
- Bonini G., Durante M., Falchè S., Landini W. (1990). Carta Ittica della Provincia della Spezia. Amministrazione Provinciale della Spezia, 172 pp.

- Borroni I., 2004. Carta Ittica della Provincia di Imperia - Amministrazione Provinciale di Imperia, CD-Rom.
- Borroni I., 2005a. Carta Ittica della Provincia di Genova. Indagine d'aggiornamento anni 1999/2003 - Amministrazione Provinciale di Genova, 478 pp.
- Borroni I., 2005b. Indagini di approfondimento della Carta Ittica della Provincia di Imperia. Bacini del Tanarello e dell'Arroscia - Amministrazione Provinciale di Imperia, 57 pp.
- Brujls M.C.M., Durif C.M.F. (2009). Silver eel migration and behaviour. In *Spawning Migration of the European Eel. Reproduction index, a useful tool for conservation management*. Fish & Fisheries Series 30. (Van den Thillart G., Dufour S., Rankin J.C., eds) New York: Springer Science pp. 65-95.
- Buellens K., Eding E.H., Ollevier F., Komen J., Richter C.J.J. (1997). Sex differentiation, changes in length, weight and eye size before and after metamorphosis of European eel (*Anguilla anguilla* L.) maintained in captivity. *Aquaculture* 153, 151-162.
- Capurro M., Ciuffardi L., Oneto F., Ottonello D., Ferretti S., Demicheli F., Duradoni D. (2015). Direttiva 2000/60/CE e comunità ittiologica dei corsi d'acqua della Regione Liguria: contributo all'applicazione dell'Indice I.S.E.C.I., 20 pp.
- Ciuffardi L., Arillo A. (2007). La fauna ittica d'acqua dolce della Liguria: composizione attuale e categorie regionali IUCN - Atti XI Conv. naz. A.I.I.A.D., Treviso. *Quaderni E.T.P.* 34, 145-150.
- Dekker W. (2003). Status of the European eel stock and fisheries. In *Eel Biology* (Aida K., Tsukamoto K., Pamauchi K., eds), Springer-Verlag, Tokyo, pp. 237-254.
- Durif C., Dufour S., Elie P. (2005). The silvering process of *Anguilla anguilla*: a new classification from the Pellow resident to the silver migrating stage. *Journal of Fish Biology* 66, 1025-1043.
- Durif C., Guibert A., Elie P. (2009). Morphological discrimination of silvering stages of the European eel. *American Fisheries Society Symposium* 58, 103-111.
- Feunteun E., Acou A., Laffaille P., Legault A. (2000). European eel (*Anguilla anguilla*): prediction of spawner escapement from continental population parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 1627-1635.
- Freyhof J., Kottelat M. (2008). *Anguilla anguilla*. IUCN 2009. *IUCN Red List of Threatened Species*. Versione 2009.2.
- Gareri V., Grenno G., Genta P. (2009). Terza Carta Ittica della Provincia di Savona - Amministrazione Provinciale di Savona, CD-Rom.
- ICES, 2010: Report of the 2009. Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels Göteborg, Sweden, 7–11 September 2009. EIFAC Occasional Paper. No. 45. ICES CM 2009/ACOM: 15. Rome, FAO/Copenhagen, pp. 1–117.
- Isola G., Balduzzi A., Salvidio S., Mori M., Spanò S., Ciuffardi L., Martino C., Roggero R., Rossi M., Siri G., Gareri V., Genta P., Pollero G. (2004). Carta Ittica della provincia di Savona - Amministrazione Provinciale di Savona, Settore Difesa e Promozione Ambientale Servizio Ecologia, 129 pp.
- Macchio S. (2007). Carta ittica della Provincia della Spezia - Provincia della Spezia Settore 09, Polizia Provinciale Sezione Faunistica, CD-Rom.
- Marchelidon J., Le Belle N., Hardy A., Vidal B., Sbaihi M., Burzawa-Gerard E., Schmitz M., Dufour S. (1999). Etude des variations de paramètres anatomiques et endocrines chez l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) femelle, sédentaire et d'avallason: application à la caractérisation du stade argenté. *Bulletin Français de Pêche et de la Pisciculture* 355, 349-368.
- Modugno S., Holthaus K.B., Gelli F., Rinaldi A. (2010). Applicazione dell'indice di argentinizzazione in due lagune italiane come strumento di monitoraggio e tutela dello stock di anguille. *Biologia Marina Mediterranea* 17, 344-345.

- Nonnis Marzano F., Pascale M., Piccinini A. (2003). Atlante dell'ittiofauna della Provincia di Parma - Provincia di Parma e Regione Emilia Romagna, Stilgraf, 127 pp.
- Pankhurst N.W. (1982). Relation of visual changes to the onset of sexual maturation in the European eel *Anguilla anguilla* (L.). *Journal of Fish Biology* 21, 127-140.
- Rigaud C., Laffaille P., Prouzet P., Feunteun E., Diaz E., Castellano J., De Casamajor M.N. (2008). Des compléments sur la biologie l'anguille européenne. In *L'anguille européenne, indicateurs d'abondance et de colonisation* (Adam G., Feunteun E., Prouzet P., Rigaud C., eds.), QUAE, Paris, pp.43-86.
- Svedäng H., Neuman E., Wickström H. (1996). Maturation patterns in female European eel: age and size at the silver eel stage. *Journal of Fish Biology* 48, 342-351.
- Tesch F.W. (2003). The eel. Blackwell Publishing, Oxford (UK) 408 pp.
- Van Ginneken V., Durif C., Balm P., Boot R., Verstegen M.W.A., Antonissen E., Van Den Thillart G. (2007). Silvering of European eel (*Anguilla anguilla* L.): seasonal changes of morphological and metabolic parameters. *Animal Biology* 57, 63-77.
- Vøllestad L.A. (1992). Geographic variations in age and length at metamorphosis of maturing European eel: environmental effects of phenotypic plasticity. *Journal of Animal Ecology* 61, 41-48.

ELENCO ISCRITTI
XVI CONGRESSO NAZIONALE A.I.I.A.D.
POPOLI (PE) 21-23/10/2016

Arbuatti Alessio	Franzoi Piero	Pizzul Elisabetta
Barbagiovanni Immacolata	Galante Diego	Pompei Laura
Battistella Silvia	Gavioli Anna	Prearo Marino
Borghesan Fabio	Ghia Daniela	Puzzi Cesare
Brugnola Luca	Giansante Carla	Recchia Franco
Cameli Angelo	Lanzoni Mattia	Rossi Giovanni
Candiotto Alessandro	Lo Conte Paolo	Ruggeri Lino
Caprioli Riccardo	Lollobrigidi Riccardo	Sabatini Andrea
Capurro Matteo	Lorenzoni Massimo	Sacchetti Stefano
Caricato Gaetano	Maini Dina	Sala Luigi
Carosi Antonella	Maio Giuseppe	Salviati Stefano
Ciuffardi Luca	Marchi Andrea	Scalici Massimiliano
Colombari Paolo Tito	Marconato Enrico	Schiavone Filippo
De Bonis Salvatore	Massidda Paolo	Seminara Marco
Delmastro Giovanni	Nonnis Marzano Francesco	Spairani Michele
Di Felice Gianfranco	O'Farrell Martin	Spani Federica
Di Felice Ginevra	Oneto Fabrizio	Splendiani Andrea
Di Felice Piera Lisa	Orru Flavio	Tamborrini Daniele
Di Francesco Nicoletta	Ottonello Dario	Tancioni Lorenzo
Di Tizio Luciano	Palmas Francesco	Zanetti Marco
D'Orsi Amilcare	Pastorino Paolo	Zucchetta Matteo
Duchi Antonino	Penserini Maurizio	Zucon Giulia
Fea Gianluca	Piccoli Federica	Zuffi Gianluca
Ferrari Claudio		

**XVI Congresso Nazionale
Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci
21-23 Ottobre 2016 – Popoli (PE)**
La gestione della fauna ittica nell'ottica della conservazione



ATTI/PROCEEDINGS

A cura di

- Luciano Di Tizio
- Elisabetta Pizzul
- Massimiliano Scalici
- Giuseppe Maio

© AIAD www.aiad.it/ijif